



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MÉXICO
FACULTAD DE QUÍMICA

**REMOCIÓN DE ÍNDIGO CARMÍN EN AGUA
RESIDUAL INDUSTRIAL APLICANDO
FENTON-LIKE Y FITORREMEDIACIÓN CON
*M. aquaticum.***

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRA EN CIENCIAS AMBIENTALES

PRESENTA:

JAZMIN AYDEE REYES PÉREZ

DIRIGIDA POR:

DRA. GABRIELA ROA MORALES.

DRA. PATRICIA BALDERAS HERNÁNDEZ

DR. CARLOS EDUARDO BARRERA DÍAZ



TOLUCA. ESTADO DE MÉXICO.

ENERO 2018.

El presente trabajo se realizó bajo la dirección de la Dra. Gabriela Roa Morales, la Dra. Patricia Balderas Hernández y el Dr. Carlos Eduardo Barrera Díaz en el laboratorio de Química Ambiental I ubicado en el segundo piso del Centro Conjunto de Investigación en Química Sustentable UAEMex-UNAM, fue registrado ante la Secretaria de Investigación y Estudios Avanzados de la UAEMex (SIyEA) con el número de registro MACIAS-1716 se contó con el apoyo financiero de CONACYT mediante la beca para estudios de posgrado 58417.

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca otorgada para estudios de posgrado número 58417.

A la Dra. Gabriela Roa Morales por su alta dirección, su entusiasmo y motivación para el desarrollo del presente proyecto, por todos los esfuerzos realizados, su confianza y compromiso.

A la Dra. Patricia Balderas Hernández y al Dr. Calos Eduardo Barrera Díaz por su dirección, su apoyo y colaboración en el desarrollo del presente proyecto.

A la Dra. Nelly María de la Paz González Rivas y a la Dra. Teresa Torres Blancas por sus valiosas aportaciones en la revisión del presente.

A Norma Areli y Calos Miguel por su valiosa colaboración en el desarrollo del presente proyecto, su entusiasmo y dedicación.

A mis compañeros del laboratorio de Química Ambiental en el Centro Conjunto de Investigación en Química Sustentable (CCIQS) por sus aportaciones, su ánimo y por hacer el trabajo más ameno.

Para ustedes que están siempre a mi lado,
que son mi fuerza, mi motivo
y mi esperanza.

TABLA DE CONTENIDO

RESUMEN	13
ABSTRAC	14
INTRODUCCIÓN	15
CAPÍTULO I ESTADO DEL ARTE	17
1.1 ANTECEDENTES	18
1.1.1 CONTAMINACIÓN DEL AGUA.	18
1.1.1.1 INDUSTRIA TEXTIL.....	20
1.1.1.2 COLORANTES TEXTILES	24
1.1.1.3 COLORANTES INDIGOIDES.....	25
1.1.1.4 REGULACION EN MATERIA DE AGUAS RESIDUALES EN MÉXICO ...	28
1.1.1.5 MÉTODOS DE REMOCIÓN.	29
1.1.2 PROCESOS DE OXIDACIÓN AVANZADA.....	31
1.1.2.1 OZONACIÓN.	33
1.1.2.2 FENTON	35
1.1.2.3 PUMITA.....	38
1.1.3 FITORREMEDIACIÓN.	39
1.1.3.1 CARACTERÍSTICAS BIOLÓGICAS Y ECOLÓGICAS DE <i>Myriophyllum aquaticum</i>	42
1.1.3.2 ESTUDIOS DE CASO.....	46
CAPÍTULO II MATERIALES Y MÉTODOS	48
2.1 HIPÓTESIS	49
2.2 OBJETIVOS	49
2.2.1 OBJETIVO GENERAL	49
2.2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	49
2.3. MATERIALES Y MÉTODOS	50
2.3.1 COLECTA DE MUESTRA DE AGUA RESIDUAL	51
2.3.2 CARACTERIZACIÓN DE LA MUESTRA DE AGUA INICIAL	51

2.3.3 SÍNTESIS DE PARTÍCULAS METÁLICAS	53
2.3.4 CARACTERIZACIÓN DEL CATALIZADOR Cu / PUMITA.....	54
2.3.5 PRE-TRATAMIENTO QUÍMICO FENTON-LIKE.....	54
2.3.6 CARÁCTERIZACIÓN DEL AGUA POST-TRATAMIENTO.....	55
2.3.7 COLECTA Y ADECUACIÓN AL LABORATORIO DE <i>M. aquaticum</i>	55
2.3.8 DETERMINACIÓN DE CLOROFILA Y CAROTENOS	56
2.3.9 MONTAJE DE TRATAMIENTOS DE FITORREMEDIACIÓN.....	56
2.3.10 ANÁLISIS DE RESULTADOS.	57
CAPÍTULO III ANÁLISIS DE RESULTADOS.....	58
3.1 COLECTA Y CATACTERIZACIÓN DE LA MUESTRA RESIDUAL	59
3.1.1 CURVA DE CALIBRACIÓN ÍNDIGO CARMÍN	59
3.1.2 CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL TEXTIL	60
3.2 SINTESIS Y CARACTERIZACIÓN DE COMPOSITO PUMITA-PARTÍCULAS....	60
3.3 EFECTO DEL FLUJO DEL OZONO	61
3.4 EFECTO DEL pH.....	63
3.5 EFECTO DEL MATERIAL AGREGADO	64
3.6 EFECTO DE LA CONCENTRACIÓN DE COMPOSITO	66
3.7 EFECTO DEL MATERIAL AGREGADO EN LA CONCENTRACIÓN DE LA DQO	67
3.8 TRATAMIENTOS DE FITORREMEDIACIÓN	68
3.9 DEGRADACIÓN DE SUBPRODUCTOS DE PRETRATAMIENTO.....	68
3.10 EVALUACIÓN DE CLOROFILAS Y CAROTENOS EN <i>M. aquaticum</i>	69
3.11 DETERMINACIÓN DE COBRE EN AGUA TRATADA	71
CAPÍTULO IV CONCLUSIONES.....	74
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	77
ANEXOS	85

ABREVIATURAS

IC	Índigo carmín
DQO	Demanda química de oxígeno
DBO5	Demanda biológica de oxígeno a los cinco días
SDT	Sólidos disueltos totales
SST	Sólidos suspendidos totales
COT	Carbón orgánico total
PIB	Producto interno bruto
POA's	Procesos de oxidación avanzada
HO•	Radical hidroxilo
PCu	Partículas de cobre
PN	Pumita natural
PSPCu	Partículas soportadas en pumita de cobre
Cla	Clorofila a
Clb	Clorofila b
Car	Carotenoides
SEM	Microscopia electrónica de barrido
EDS	Espectroscopia de dispersión de energía
VC	Voltamperograma cíclico

ÍNDICE DE TABLAS Y FIGURAS

TABLAS

Tabla 1. Principales contaminantes del agua (elaboración propia).	18
Tabla 2. Límites máximos permisibles de contaminantes en aguas provenientes de la industria textil (NOM-014-ECOL-1993).....	29
Tabla 3. Clasificación del agua para cada parámetro de acuerdo con CONAGUA.	29
Tabla 4. Métodos convencionales para el tratamiento de las aguas residuales de la industria textil (Cortázar <i>et al.</i> , 2012).....	30
Tabla 5. Ventajas y desventajas de la fitorremediación (Ghosh y Singh, 2005).	39
Tabla 6. Técnicas, rutas y mecanismos de los procesos de fitorremediación (Thair <i>et al.</i> 2015).	40
Tabla 7. Ubicación taxonómica de <i>Myriophyllum aquaticum</i> (NBII & IUCN/SSC, 2005).....	42
Tabla 8. Contenido de nutrientes en agua de efluentes y porcentaje de remoción (Romero <i>et al.</i> , 2011).....	46
Tabla 9. Parámetros originales de la muestra de agua residual textil.	60
Tabla 10. Relación de clorofilas a/b de las pruebas de tolerancia para fitorremediación.	68
Tabla 11. Contenido de clorofilas y carotenoides en los organismos utilizados en fitorremediación.....	71

FIGURAS

Figura 1. Diagrama de flujo de varias etapas en la industria textil de proceso húmedo (modificado de Holkar <i>et al.</i> 2016).	20
Figura 2. Pez muerto en la laguna de Chignahuapan en Almoloya del Río (Mota, 2013).	23
Figura 3. Peces muertos en la laguna de Chignahuapan en marzo 2015 (Contreras, 2015).....	24
Figura 4. Tipo de colorante aplicado para diferentes fibras (modificado de Holkar <i>et al.</i> 2016).	25
Figura 5. Estructura molecular del índigo y del índigo carmín.	27
Figura 6. Clasificación general de los procesos de oxidación avanzada (Rodríguez <i>et al.</i> , 2010).	32
Figura 7. Estructura de <i>Myriophyllum aquaticum</i> . Imagen obtenida del IFAS, Centro para plantas acuáticas. Universidad de Florida, Gainesville.	45
Figura 8. Diagrama de flujo de la metodología	50
Figura 9. Espectrofotómetro Perkin- Elmer Lambda 25. Laboratorio Química Ambiental 2. Centro Conjunto de Investigación en Química Sustentable.	52

Figura 10. Espectrofotómetro HACH DR/4000U. Laboratorio Química Ambiental 2. Centro Conjunto de Investigación en Química Sustentable.	52
Figura 11. Esquema del equipo para la reacción O ₃ /Fenton-like: a) suministro de aire seco; b) generador de ozono; c) reactor en columna flujo ascendente; d) válvula para toma de muestra; e) composito PSPCu; f) destructor de ozono.	55
Figura 12. Espectros de absorción del índigo carmín estándar.	59
Figura 13. Curva de calibración del índigo carmín estándar.	60
Figura 14. Muestra de agua residual textil.	60
Figura 15. Micrografías SEM-EDS de a) pumita natural, b) y c) pumita modificada antes y después del tratamiento.	61
Figura 16. a) Cinética de remoción de color para flujos de ozono de 50, 100 y 150 mL/min; b) Cinética de remoción de color para los reactivos implicados en el proceso Fenton-like.	62
Figura 17. a) Cinética de remoción para los valores de pH 3.0 y 9.0 con ozono solo y el composito PSPCu; b) Espectros de absorbancia para pH 3.0 con PSPCu durante 60 min. de reacción.	64
Figura 18. a) Cinética de remoción de color para pH 3.0 con diferentes materiales; b) Cinética de remoción de color pH 9.0 para diferentes materiales evaluados.	65
Figura 19. Espectros de absorción UV-vis para la muestra de agua residual textil después de 60 min. reacción con diferentes materiales.	66
Figura 20. Cinética de remoción de color aplicando 1, 5 y 7.5 g/L de composito PSPCu.	66
Figura 21. Cinética de remoción de DQO para ozono solo, con PSPCu y PN.	67
Figura 22. Espectros de absorción del agua tratada con <i>M. aquaticum</i>	69
Figura 23 Voltamperograma cíclico de la muestra de agua residual textil antes y después del proceso Fenton-Like. Condiciones: barrido de potencial 100 mV/s.	72
Figura 24. Voltamperogramas Cíclicos del agua al inicio y al final del tratamiento de fitorremediación. Condiciones: Barrido de potencial de 100 mV/s.	73

RESUMEN

México es uno de los grandes productores de mezclilla en el mundo y un proveedor muy importante para el mercado de Estados Unidos y América Latina, en el Estado de México se encuentra uno de los Municipios cuya actividad económica principal dentro de la industria textil, es el teñido y lavado de la mezclilla, donde los principales colorantes utilizados pertenecen a la familia de los indigoides, debido a las características químicas de estos colorantes es imperativo buscar alternativas que permitan removerlos del agua, los métodos implementados incluyen métodos físicos, químicos y biológicos; sin embargo estos presentan diversas desventajas entre ellas sus elevados costos, su limitada eficiencia y difícil manejo.

En la presente investigación se plantea la aplicación de un proceso de reacciones tipo Fenton-Like con ozono y partículas metálicas de cobre soportadas en piedra pómez acoplado a un proceso de Fitorremediación con *M. aquaticum* con la finalidad de incrementar la eficiencia y reducir costos de operación.

Se trabajó en bach primero se caracterizó el agua residual considerando pH, turbiedad, conductividad, color y DQO, se realizaron cinéticas de remoción de color para identificar el comportamiento de los diferentes materiales propuestos, estos se evaluaron para dos valores de pH (3 y 9), una vez identificados el material y pH más eficientes se evaluó la cantidad de material más adecuado para la remoción. En este sentido los resultados indican que el pH ácido es el mejor para que se lleven a cabo las reacciones de oxidación de la materia orgánica con partículas de cobre soportadas en pumita a una concentración de 1 g/L, removiendo un 87.97% de color y un 62.50% de DQO.

Finalmente se realizaron los tratamientos de fitorremediación los cuales cumplen un papel de pulimiento en el tratamiento de agua residual, se evaluó la tolerancia de los organismos a diferentes porcentajes de dilución del agua pre-tratada encontrando una respuesta favorable al 50%, con esta etapa se alcanzaron porcentajes de remoción del color de 97.22%, la degradación de algunos subproductos, la remoción de cobre que migro del soporte a la matriz de agua durante el pre-tratamiento.

ABSTRAC

Mexico is one of the largest denim producers in the world and a very important supplier for the United States and Latin America market, in the State of Mexico is one of the Municipalities whose main economic activity within the textile industry is the dyeing and washing denim, where the main colorants used belong to the family of indigoids, due to the chemical characteristics of these dyes it is imperative to look for alternatives that allow them to be removed from the water, the methods implemented include physical, chemical and biological methods; however, they have several disadvantages, among them high costs, limited efficiency and difficult handling.

In the present investigation the application of an ozonation process/Fenton-Like type reactions with metal particles (Cu) supported on pumice stone (pumita) coupled to a process of Phytoremediation with *M. aquaticum* with the purpose of increasing the efficiency and reduce operating costs.

Work was carried out in batch, waste water was first characterized considering pH, turbidity, conductivity, color and COD, color removal kinetics were performed to identify the behavior of the different materials proposed, these were evaluated for two pH values (3 and 9).), once the most efficient material and pH were identified, the amount of material most suitable for the removal was evaluated. In this sense, the results indicate that the acidic pH is the best for carrying out the oxidation reactions of organic matter with copper particles supported in pumice at a concentration of 1 g / L, removing 87.97% of color and 62.50% of COD.

Finally, the phytoremediation treatments were carried out, which fulfill a polishing role in the treatment of residual water, the tolerance of the organisms was evaluated at different percentages of dilution of the pre-treated water, finding a favorable response to 50%, with this stage they reached percentages of color removal of 97.22%, the degradation of some by-products, the removal of copper that migrated from the support to the water matrix during the pre-treatment.

INTRODUCCIÓN

El problema de la contaminación del agua en México es una situación muy grave, ya que desde el 2001 el 70% de los cuerpos de agua presentan un índice de contaminación negativo lo que limita la disposición de este vital recurso. Entre las industrias más contaminantes se encuentra la textil caracterizada porque consume altas cantidades de agua durante sus procesos por lo que el volumen y la composición de sus efluentes es muy compleja, en la mayoría de los casos los parámetros de calidad del agua en este tipo de efluentes sobrepasa los límites máximos permisibles para la demanda bioquímica de oxígeno a los cinco días (DBO₅), la demanda química de oxígeno (DQO), Sólidos Disueltos Totales (SDT), Sólidos Suspendidos Totales (SST), además de presentar valores de pH extremos, un alto contenido de color y olor, lo que incrementa el grado de contaminación del agua dificultando su tratamiento (Carabias *et al.* 2005; Kabra *et al.* 2012; Álvarez *et al.* 2013; Torres *et al.* 2015).

La presencia de esta carga contaminante hace necesario explorar diferentes tecnologías ya sea métodos físicos, biológicos y químicos. Entre estos destacan la coagulación-floculación, procesos electroquímicos, adsorción sobre carbón activado u otros materiales, sin embargo a menudo el uso de un único método no permite alcanzar los requisitos de calidad estándar, por lo que muchos autores han propuesto diversas combinaciones de diferentes alternativas tales como la combinación de electroquímica y oxidación química avanzada, lavado y coagulación a base de surfactantes, oxidación con ozono y biodegradación aeróbica (Álvarez *et al.* 2013). En este sentido y buscando la optimización del tratamiento en la presente investigación se propone un proceso acoplado de Reacciones tipo Fenton-Like con partículas de cobre soportadas en pumita en combinación con fitorremediación utilizando a *Myriophyllum aquaticum*.

En el Capítulo I, se presentan de manera general los diversos puntos implicados en la generación y tratamiento de agua residual de la industria textil, en primera instancia se aborda el contexto de la problemática que se ha presentado en los cuerpos de agua que son receptores de estos efluentes, se hace una breve descripción del desarrollo que ha tenido la industria textil en el país, en que regiones se ha focalizado y sus consecuencias, se describe de manera general el proceso de teñido y los colorantes que se aplican principalmente para el teñido de mezclilla.

Se abordan los fundamentos de los procesos de oxidación avanzada, ozonación, reacciones Fenton y Fenton-like, así como las características que se requieren en el material que se utilizara como catalizador, por un lado las características del metal más adecuado para las reacciones Fenton-like y por otro el material que funcionará como soporte.

Finalmente se revisaron las bases del proceso de fitorremediación, los mecanismos de acción, diversos estudios de caso aplicados en efluentes textiles así como las características de *M. aquaticum*.

En el Capítulo II se describen las etapas experimentales realizadas durante el desarrollo del proyecto las cuales consisten en la colecta y caracterización del agua residual textil, la preparación y caracterización del composito que se usó como catalizador, las fases del tratamiento químico con las variables que se aplicaron en búsqueda de las condiciones óptimas de reacción, finalmente la colecta y aclimatación de *M. aquaticum* así como la descripción del proceso de obtención de clorofilas y carotenoides para el monitoreo de la salud de la planta.

En el Capítulo III se presentan los resultados obtenidos tales como curvas de calibración del colorante estándar IC, las cinéticas de remoción de color evaluando valores de pH extremos, empleando diversos materiales como catalizadores y variando la cantidad de catalizador, así como los obtenidos durante el proceso de fitorremediación las características finales del agua residual y las condiciones de salud de la planta durante este proceso.

En el Capítulo IV se encuentran las conclusiones más importantes así como las recomendaciones para poder dar continuidad a esta investigación.

CAPÍTULO I

ESTADO DEL ARTE



1.1 ANTECEDENTES

1.1.1 CONTAMINACIÓN DEL AGUA.

La calidad de vida depende directamente de la calidad del agua. Una buena calidad del agua sustenta la buena salud de los ecosistemas y, en consecuencia, mejora el bienestar de las personas. No obstante, una mala calidad del agua perjudica al ambiente y el bienestar. Durante los últimos 50 años la actividad humana ha provocado la contaminación de los recursos hídricos en una magnitud históricamente sin precedentes. Se estima que más de 2,500 millones de personas en el mundo viven sin un sistema adecuado de saneamiento.

Cada día, 2 millones de toneladas de aguas residuales y otros efluentes son drenados hacia las aguas del mundo. El problema es más grave en los países en desarrollo, en los que más del 90% de los desechos sin procesar y el 70% de los desechos industriales sin tratarse se vierten en aguas superficiales (Connor y Koncagül, 2015).

De acuerdo con la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA, por sus siglas en inglés) las fuentes de contaminación del agua se dividen en dos principales categorías: puntuales y no puntuales. Las fuentes puntuales de contaminación son lugares fijos, tales como plantas de tratamiento de aguas residuales, las fábricas y los barcos, por lo que son muy fáciles de identificar, monitorear e inclusive regular, mientras que las fuentes no puntuales son más difusas, e incluyen la escorrentía agrícola, las actividades mineras y los caminos pavimentados, en la tabla 1 se muestran los principales contaminantes del agua de acuerdo a la USEPA (EPA, 2005).

Tabla 1. Principales contaminantes del agua (elaboración propia).

Contaminante	Características
Agentes patógenos.	Aquellos que ocasionan enfermedades, bacterias, virus, protozoarios y gusanos provenientes del drenaje doméstico y de los desechos animales (EPA, 2005).
Desechos que requieren oxígeno.	Desechos que pueden ser descompuestos por bacterias aeróbicas las cuales consumen oxígeno para biodegradar los desechos. Proviene de aguas negras, escurrimientos agrícolas, procesado de animales y fabricación de papel (EPA, 2005).

Remoción de Color en Agua Residual de la Industria Textil Aplicando Fenton-Like y Fitorremediación con M. Aquaticum.

Sustancias químicas inorgánicas solubles en agua.	Sales, ácidos y compuestos de metales tóxicos, provenientes de las industrias (EPA, 2005).
Nutrientes vegetales inorgánicos.	Nitratos y fosfatos solubles en agua que provocan el crecimiento exagerado de algas (EPA, 2005).
Sustancias químicas orgánicas.	Petróleo, gasolina, plásticos, plaguicidas, solventes y detergentes (EPA, 2005).
Sedimentos	Partículas insolubles que llegan a quedar suspendidas en el agua (EPA, 2005).
Sustancias radiactivas	Isotopos hidrosolubles capaz de ser amplificados biológicamente a concentraciones más altas con forme pasan a través de las redes tróficas provenientes de la minería, plantas generadoras de plantas de producción de armamento (EPA, 2005).

En el caso de México el organismo encargado de regular la calidad del agua es la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), la cual considera entre sus principales indicadores de calidad, la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅), la demanda química de oxígeno (DQO) y la concentración de sólidos suspendidos totales (SST). La DBO₅ es un indicador de la cantidad de materia orgánica presente en el agua, su incremento provoca la disminución del contenido de oxígeno disuelto en los cuerpos de agua, creando condiciones de “anoxia” que dañan a las comunidades biológicas de los ecosistemas acuáticos. En México en el 2012, los centros urbanos descargaron aproximadamente 7.3 km³ (equivalente a 229.73 m³/s) de aguas residuales (CONAGUA, 2014).

En el mismo año, el 40.7% de los 2,588 sitios de monitoreo examinados tuvo medidas de DBO₅ inferiores a los 3 mg/L, valor que se clasifica como de una excelente calidad del agua. En contraste, cerca de 11.8% de los sitios tenía valores mayores a 30 mg/L, valor considerado como el límite máximo permisible para la protección de la vida acuática en ríos. La mayor cantidad de los sitios con altos valores de DBO₅ considerados como contaminados y fuertemente contaminados se concentraron en las regiones hidrológicas: Aguas del Valle de México, Península de Baja California y Lerma-Santiago-Pacífico (en 27.3, 23.5 y 20.7% de sus sitios respectivamente) (CONAGUA, 2014).

La DQO se utiliza como indicador de la presencia de sustancias provenientes de descargas no municipales. En 2012, de los 2,601 sitios de monitoreo, 26.2% se clasificó dentro de la categoría de “contaminado” (con valores superiores a los 40 mg/L que sugieren la presencia de descargas de aguas residuales sin tratamiento) y 5.5% en la de “fuertemente contaminado” (valores promedio superiores a los 200 mg/L). La mayor cantidad de los sitios con altos valores de DQO considerados como contaminados y fuertemente contaminados se concentraron en las regiones: Península de Baja California (69.4%), Aguas del Valle de México (60%) y Lerma-Santiago-Pacífico (52.6%) (CONAGUA, 2014).

1.1.1.1 INDUSTRIA TEXTIL

La industria textil se ha caracterizado por ser una de las más contaminantes, pues genera grandes cantidades de residuos, además para su funcionamiento requiere grandes volúmenes de agua, energía y reactivos químicos, puede clasificarse en dos grandes grupos: industria de proceso seco y de proceso húmedo, la primera genera principalmente residuos sólidos mientras que la segunda genera elevados volúmenes de agua residual, consta de varias etapas (Fig. 1) sin embargo, uno de los contaminantes principales liberados en estos efluentes son los residuos de los colorantes pues por su compleja estructura, su alto peso molecular y baja biodegradabilidad traen grandes consecuencias al ambiente donde pueden llegar a suprimir los procesos fotosintéticos alterando el balance de los ecosistemas (Aguilar *et al.* 2010; Wijannarong *et al.* 2013; Punzi *et al.* 2015; Qu *et al.* 2015).

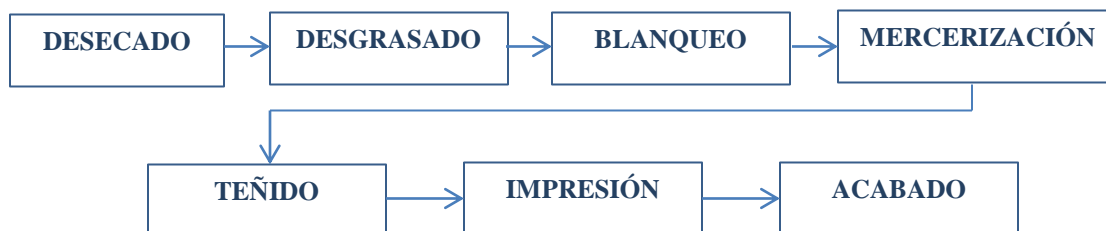


Figura 1. Diagrama de flujo de varias etapas en la industria textil de proceso húmedo (modificado de Holkar *et al.* 2016).

En términos de impacto ambiental se estima que la industria textil utiliza más agua que cualquier otra industria a nivel global y la mayoría del agua que descarga está altamente contaminada, se calcula que los productos textiles de tamaño medio consumen alrededor de 200 L/kg/día, y de acuerdo con el Banco Mundial los procesos de teñido y acabado generan alrededor del 17 – 20% del agua residual industrial, alcanzando con esto el 5° lugar entre las industrias más contaminantes. Las características típicas del agua residual de la industria textil pueden resumirse en una escala de DQO de 150 a 12 mil mg/L, sólidos suspendidos totales entre 2,900 y 3,100 mg/L, nitrógeno total de 70 a 80 mg/L, y el rango de DBO₅ de 80 a 6,000 mg/L lo que conduce a una proporción DBO₅/DQO de alrededor de 0,25 lo que demuestra que contiene grandes cantidades de materia orgánica no biodegradable constituida por un grupo importante de productos químicos textiles, mezclas de auxiliares no iónicos y aniónicos, y detergentes que se aplican con frecuencia en las etapas de preparación para eliminar las impurezas de la tela y disponerla para el teñido (Oller *et al.* 2011; Nawaz *et al.* 2014). De acuerdo con la clasificación sugerida por la USEPA, los residuos textiles en general se pueden dividir en cuatro categorías principales: por su dispersión, por la dificultad para ser tratados, el alto volumen, y por la toxicidad de sus desechos peligrosos (Dasgupta *et al.* 2015).

Entre los primeros países productores se encuentran China e India, donde más del 70% de sus cuerpos de agua presentan contaminación severa. Puesto que China produce el 30% de productos textiles a nivel mundial los problemas que enfrenta sobre contaminación del agua son bastante graves, ya que más del 75% de su agua superficial presenta cierto grado de contaminación, lo que genera que cada vez un menor porcentaje de la población tenga acceso a este recurso.

En la India el panorama es similar pues el déficit en la disponibilidad del agua puede medirse por el consumo de 0.2 m³ de agua por producto fabricado, mientras se descargan entre 200 a 350 m³ de aguas residuales por producto terminado lo que significa que probablemente la reducción de agua dulce disponible aumente de un 8.5% a un 10.1% en los próximos años (Hernández *et al.*, 2004; Ghaly *et al.*, 2014; Dasgupta *et al.*, 2015).

Por otro lado la llegada de tantos compuestos a los cuerpos de agua afecta también a los organismos propios de este ambiente, recientemente se realizó un estudio de toxicidad sobre

la acumulación de colorantes textiles en poblaciones de anguilas de distintos ríos al norte de Bélgica, los resultados indican presencia de colorantes en el tejido muscular de los organismos lo que implica un proceso de biomagnificación al entrar estos contaminantes a las redes tróficas, por lo que se sugiere se realicen estudios similares a nivel mundial para monitorear la presencia y alcances de los colorantes textiles así como evitar el consumo de organismos contaminados (Belpaire, 2015).

En México la industria textil ha tenido una larga evolución desde los años 30's cuando estuvo en su apogeo y la participación económica de esta industria era mucho más significativa en términos del Producto Interno Bruto (PIB) contrastante con la actualidad donde se encuentra fragmentada y en decadencia, solo tuvo un pequeño repunte a finales de los 90's, sin embargo la industria hoy activa se encarga en su mayoría de la actividad de ensamble, ubicándose principalmente en el Distrito Federal, Estado de México, Nuevo León, Hidalgo, Aguascalientes, Coahuila, Guanajuato, Jalisco, Baja California y Chihuahua (Flores, 2004; Vera, 2013).

De manera particular en los estados de Puebla, Tlaxcala, Hidalgo, Michoacán y el Estado de México se ubican empresas dedicadas principalmente al teñido y lavado de la mezclilla las cuales como lo reportan una serie de investigaciones generan altos grados de contaminación en los cuerpos de agua tal como el Río Atoyac el cual fue declarado catástrofe ambiental, por otro lado son marcados los problemas ambientales ocasionados en los Ríos San Juan y San Pedro así como en la cuenca hidrológica Lerma-Chapala-Santiago (Rodríguez y Morales, 2011; Brigden *et al.*, 2012; Guevara *et al.*, 2014).

Así mismo en el Estado de México, particularmente el municipio de Almoloya del Río donde una de sus principales actividades productivas es la manufactura, el teñido y lavado de la mezclilla, presenta en la actualidad una problemática ambiental que radica en la contaminación por basura, mala ubicación y manejo del tiradero municipal, localización de asentamientos humanos en zonas de riesgo, inundaciones, contaminación por residuos de la industria textil, falta de separación de las aguas pluviales y residuales, generación de focos de enfermedades y mal olor provenientes de las lagunas (SEMARNAT, 2015).

La elevada contaminación presente en los cuerpos de agua de este municipio conocidas como Ciénagas de Lerma - Laguna de Chignahuapan así como en el agua subterránea son de índole industrial principalmente del giro textil, ya se han registrado incidentes que han encendido los focos rojos en relación a los altos índices de contaminación, en la figura 2 se muestra un ejemplo de los efectos que se han presentado en la laguna Chignahuapan y que han afectado a los organismos que habitan este ecosistema.

En julio del 2013 se registró un elevada mortandad de peces en la laguna de Chignahuapan, cerca de seis toneladas de pescado blanco, carpas, charales, ajolotes y ranas, principalmente, por lo que se suspendieron de manera temporal las actividades en la laguna afectando a alrededor de 150 familias de bajos recursos, las cuales subsisten del producto que obtienen de la pesca regular de charales y truchas (Mota, 2013).



Figura 2. Pez muerto en la laguna de Chignahuapan en Almoloya del Río (Mota, 2013).

En julio de 2015 las descargas de aguas negras del municipio y el vertido de químicos de una empresa textilera que opera en los márgenes de la laguna de esa localidad, provocaron la muerte de más de 4.5 toneladas de peces con una pérdida de más de cien mil pesos por el valor general de la producción. El delegado de la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo, Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA) admitió que cada año se registran mayores niveles de contaminación del agua, lo que ocasiona diversas problemáticas, entre ellas daños a las especies naturales como se observa en la figura 3 (Contreras, 2015).



Figura 3. Peces muertos en la laguna de Chignahuapan en marzo 2015 (Contreras, 2015).

1.1.1.2 COLORANTES TEXTILES

Cada año más de 7×10^7 toneladas de materia colorante se producen en todo el mundo, lo que se traduce en la producción de 30,000-150,000 toneladas de colorantes descargados en los diferentes cuerpos de agua alterando factores como la DQO, los productos químicos complejos, las sales inorgánicas, incrementando los sólidos disueltos totales, cambiando el pH, la temperatura, la turbidez y la salinidad, afectando además a la flora y fauna presentes en los cuerpos de agua pues algunos tintes son mutagénicos y cancerígenos (Aguilar *et al.* 2010; Kabra *et al.* 2012; Álvarez *et al.* 2013).

Los colorantes naturales, extraídos de fuentes vegetales o animales, se utilizan en la coloración de alimentos, cuero y fibras de proteínas naturales, como la seda, el algodón y la lana. Sin embargo, la estrecha gama de colores así como la pérdida del brillo aunado a la baja solidez del color en la exposición al lavado y la luz solar ha limitado su aplicabilidad. Por el contrario, los compuestos aromáticos producidos por síntesis química, llamados colorantes sintéticos proporcionan una amplia gama de colores, sólidos y brillantes. Estos colorantes contienen anillos aromáticos en su estructura química con electrones deslocalizados que a su vez están vinculados con diversos grupos auxocromos.

Los grupos auxocromos (donantes de electrones) son responsables de la capacidad de teñido mientras que el cromóforo (aceptores de electrones) imparte color a estos colorantes, existen en la actualidad alrededor de 10,000 tipos de colorantes, todos con diferentes estructuras y propiedades fisicoquímicas.

Los colorantes se clasifican considerando diversos factores como:

A. Por los grupos cromóforos en sus estructuras químicas como los colorantes azoicos antraquinona, ftalocianina.

B. Por su uso o aplicación como colorantes dispersos (poliéster), reactivos (algodón).

Mientras que cuando se disocian en solución acuosa los colorantes pueden ser ácidos o básicos, reactivos directos y dispersos no iónicos. De esta diversidad de colorantes los pertenecientes a la clase azo aromáticos son los más generalizados en la industria en todo el mundo (Tahir *et al.* 2015). Los principales grupos cromóforos incluyen $-C=C-$, $-C=O$, $-C=N-$, $-NO_2$, $-N=N-$ y anillos quinonoides mientras los grupos auxocrómicos incluyen $-COOH$, $-OH$, $-SO_3H$, y $-NH_2$ (Dasgupta *et al.* 2015). En la industria textil los diferentes tipos de colorantes se aplican de acuerdo al tipo de fibra en que se fijarán tal como se observa en la figura 4.

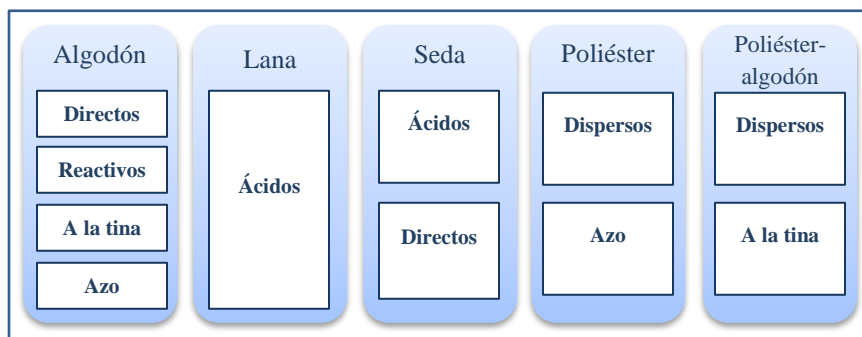


Figura 4. Tipo de colorante aplicado para diferentes fibras (modificado de Holkar *et al.* 2016).

1.1.1.3 COLORANTES INDIGOIDES

El compuesto progenitor del grupo de colorantes indigoides, es el índigo, un colorante de uso común y de origen natural, proveniente de las plantas *Indigofera* e *Isatis tinctoria*, el método tradicional de producir colorante añil consiste en triturar las hojas hasta obtener una pulpa, se amasa en bolas que se dejan secar durante varias semanas. Las bolas deben aplastarse hasta obtener polvo, este se moja y se deja que el material fermente durante varias semanas nuevamente.

La familia de los colorantes índigo, también llamados tina, es una de las más numerosas en cuanto a colorantes orgánicos comercializados para la coloración de textiles, papel, cuero, plástico y para aplicaciones especializadas como alimentos, medicamentos, cosméticos y producciones fotoquímicas. El índigo es el colorante azul más antiguo conocido que todavía se emplea extensivamente para teñir hilo de algodón en la fabricación de jeans y blue jeans, su consumo anual actual junto con otros colorantes a la tina alcanza alrededor de 33 millones de kg y aumenta continuamente (Ghaly *et al.*, 2014; Qu *et al.* 2015).

En cuanto a su aplicación en la industria textil esta familia de colorantes se caracterizan por ser insolubles en agua por lo que durante el proceso de teñido se utilizan agentes reductores fuertes, como el hidrosulfito en medio alcalino que los transforma en la correspondiente forma leuco y en esta forma sube sobre la tela introduciéndose entre las fibras, subsiguientemente se efectúa la oxidación sobre la tela, al aire, con perboratos o peróxido. Posteriormente se debe eliminar el exceso de álcali con una serie de lavados, cada uno de estos pasos es seguido de un enjuague en caliente por lo que las aguas que se obtienen de estos procesos presentan una elevada DQO. Las aguas residuales que contienen índigo se caracterizan por un color azul oscuro debido a la presencia del colorante no fijado en la fibra durante el proceso de teñido que suele ser entre 10 y 25% del total utilizado (Flores, 2004; Ghaly *et al.*, 2014; Qu *et al.* 2015).

El índigo recibe también el nombre de indigotina, con fórmula química $C_{16}H_{10}N_2O_2$, es un polvo cristalino azul oscuro cuyo peso molecular es de 262.27 g/mol, tiene un alto punto de fusión (390-392°C), su solubilidad en agua es <2 mg/L, tampoco es soluble en alcohol o éter debido a las fuerzas intermoleculares fuertes causadas por los puentes de hidrógeno, es soluble en cloroformo, nitrobenzeno, o ácido sulfúrico concentrado, la reacción con ácido sulfúrico produce índigo carmín figura 5. En estado sólido forma un polímero en el cual cada molécula de índigo se ha unido a cuatro moléculas a su alrededor. En los solventes no polares, es presentado como un monómero, mientras en solventes polares la asociación intermolecular ocurre y la solución es azul. (Quintero *et al.*, 2010; Secula *et al.*, 2011; Torres *et al.*, 2015).

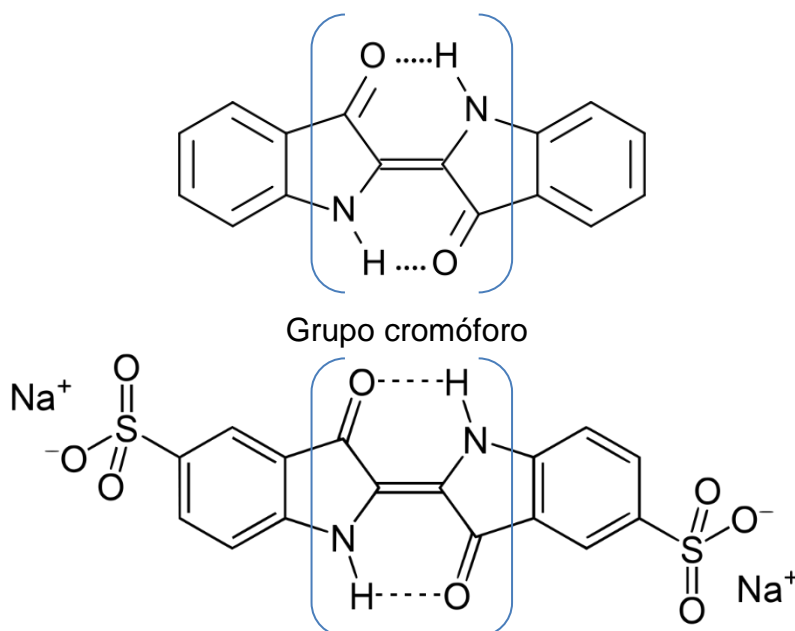


Figura 5. Estructura molecular del índigo y del índigo carmín.

El Índigo tiene persistencia en el ambiente, además de que sus oxidaciones y reducciones parciales pueden generar productos secundarios tóxicos, además de ser resistente a la acción de agentes químicos, luz, calor y ser poco degradable. Es tóxico, provoca irritación en la piel y ojos de los seres humanos, puede causar lesiones graves en la córnea y en la conjuntiva, es cancerígeno, y puede generar toxicidad en el desarrollo, la reproducción, la función neuronal y provocar tumores en el sitio de aplicación. También puede causar hipertensión severa, tiene efectos cardiovasculares y respiratorios, causa irritación en el tracto gastrointestinal, náuseas, vómitos y diarrea, irritación de las vías respiratorias tales como tos y falta de aliento (Quintero *et al.*, 2010; Secula *et al.*, 2011; Palma *et al.*, 2014; Sood *et al.*, 2015).

Algunos detalles sobre el mecanismo de degradación del índigo indican que los principales subproductos son el isatin, el anhídrido isatoico y el ácido antranílico, este último produce efectos tóxicos en los organismos acuáticos (Qu *et al.*, 2015). Por estas circunstancias impera la necesidad de eliminar estos colorantes de las aguas residuales.

1.1.1.4 REGULACION EN MATERIA DE AGUAS RESIDUALES EN MÉXICO

En la República Mexicana la normatividad en cuestión de colorantes textiles es prácticamente nula, hasta 1996 existía la Norma Oficial Mexicana NOM-014-ECOL-1993, que establecía los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria textil (tabla 2), la cual consideraba parámetros importantes como la DQO, DBO y Sólidos Suspendidos Totales, mismos que son los indicadores de calidad del agua monitoreados y considerados por CONAGUA.

En este mismo año esta y muchas otras normas son derogadas y entran en vigor las siguientes normas generales regulando las descargas de aguas residuales:

Norma Oficial Mexicana. NOM- 001- SEMARNAT-1996. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.

Norma Oficial Mexicana. NOM- 002- SEMARNAT-1996. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal.

Norma Oficial Mexicana NOM-003-SEMARNAT-1997. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público.

Cabe destacar que en ninguna de ellas se especifican condiciones para el uso de colorantes, ni límites máximos permisibles para la DQO que anteriormente si era considerada, por otro lado estas normas consideran parámetros como: metales (As, Cd, CN, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb y Zn), grasas y aceites, sólidos sedimentables, sólidos suspendidos totales, demanda bioquímica de oxígeno, nitrógeno y fósforo total.

Remoción de Color en Agua Residual de la Industria Textil Aplicando Fenton-Like y Fitorremediación con M. Aquaticum.

Tabla 2. Límites máximos permisibles de contaminantes en aguas provenientes de la industria textil (NOM-014-ECOL-1993)

LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES		
PARÁMETROS	PROMEDIO DIARIO	INSTANTÁNEO
pH (unidades de pH)	6 – 9	6 – 9
Demanda bioquímica de oxígeno (mg/L)	100	120
Demanda química de oxígeno (mg/L)	200	240
Sólidos sedimentables (mg/L)	1.0	1.2
Grasas y aceites	20	30
Sólidos suspendidos totales (mL/L)	100	120
Cromo total (mg/L)	1.0	1.2
Sulfuros (mg/L)	0.2	0.4
Fenoles (mg/L)	0.1	0.2

Como se mencionó anteriormente la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), es el organismo encargado de monitorear la calidad del agua en las Regiones Hidrológicas del país, para lo cual considera tres parámetros importantes, SST, DQO y DBO₅ de acuerdo con los criterios detallados en la tabla 3.

Tabla 3. Clasificación del agua para cada parámetro de acuerdo con CONAGUA.

Criterio			Clasificación	Color
DBO₅ ≤ 3	DQO ≤ 10	SST ≤ 25	EXCELENTE	Azul
3 < DBO₅ ≤ 6	10 < DQO ≤ 20	25 < SST ≤ 75	BUENA CALIDAD	Verde
6 < DBO₅ ≤ 30	20 < DQO ≤ 40	75 < SST ≤ 150	ACEPTABLE	Amarillo
30 < DBO₅ ≤ 120	40 < DQO ≤ 200	150 < SST ≤ 400	CONTAMINADA	Naranja
DBO₅ > 120	DQO > 200	SST > 400	FUERTEMENTE CONTAMINADA	Rojo

1.1.1.5 MÉTODOS DE REMOCIÓN.

Existen varias técnicas convencionales aplicadas para eliminar colorantes de aguas residuales incluyendo métodos físicos, químicos y biológicos, en la tabla 4 se resumen los más utilizados y se señalan tanto sus ventajas como sus desventajas (Cortázar *et al.*, 2012).

*Remoción de Color en Agua Residual de la Industria Textil Aplicando Fenton-Like y Fitorremediación con *M. Aquaticum*.*

Tabla 4. Métodos convencionales para el tratamiento de las aguas residuales de la industria textil (Cortázar *et al.*, 2012).

Tipo de Método	Método	Ventajas	Desventajas
Físico	Adsorción	Remueve eficientemente varios colorantes. Como alternativas se han usado sílica y materiales celulósicos obtenidos de residuos agroindustriales (maíz, cebada, etc.). Es una tecnología económicamente atractiva.	Algunos de los materiales utilizados, como el carbón activado, tienen costos elevados y pérdidas en la regeneración. Por otro lado, los materiales menos costosos como las virutas de madera, requieren más tiempo de contacto y generan residuos.
	Filtración por membrana	Se utiliza para remover colorantes que se encuentran en bajas concentraciones. Es un sistema resistente a temperatura y ataques microbianos.	Tiene altos costos. Es ineficiente para la remoción de sólidos disueltos, por lo que son necesarios los tratamientos adicionales.
	Intercambio iónico	Es un método muy efectivo para remover colorantes catiónicos y aniónicos. No hay mucha pérdida en la regeneración de los solventes.	Los solventes orgánicos utilizados son caros. Sólo tiene aplicaciones específicas.
Químico	Electroquímico	Es un proceso relativamente nuevo que tiene una eficiente remoción de colorantes y la degradación de contaminantes sin generar subproductos tóxicos.	Los costos de la electricidad son altos.
	Oxidación	Es uno de los métodos más usados. Involucra el rompimiento de los anillos aromáticos. La oxidación con el reactivo de Fenton es un método adecuado para el tratamiento de aguas residuales resistentes a un tratamiento biológico, sin embargo se forman lodos. El hipoclorito de sodio (NaOCl) al igual que el ozono, son efectivos en el rompimiento de enlaces azo.	El reactivo de Fenton tiene como desventaja la formación de lodos. El uso de hipoclorito de sodio (NaOCl) genera subproductos tóxicos y carcinógenos. El ozono no resulta tan eficiente en oxidación de colorantes dispersos.
	Fotoquímico	Se puede utilizar para degradar moléculas orgánicas en CO ₂ y agua, ya sea en lote o en un sistema continuo con cortos tiempos de exposición. No se generan lodos.	Se pueden generar subproductos como halogenuros, metales, ácidos y aldehídos. Sólo es efectivo si las concentraciones de colorantes son bajas. Presenta altos costos.
	Coagulación	Presenta buena eficiencia de remoción, se realiza en un periodo corto de tiempo y tiene bajos costos de inversión.	Se obtienen resultados pobres con colorantes ácidos y hay un alto costo de disposición por los volúmenes de lodos que resultan de este método.

Remoción de Color en Agua Residual de la Industria Textil Aplicando Fenton-Like y Fitorremediación con M. Aquaticum.

Biológico	Bioabsorción	La biomasa microbiana puede usarse para absorber y remover colorantes de las aguas residuales. El proceso de absorción puede ir acompañado de una biodegradación.	Este método aún está en etapa de investigación, por lo que no se ha utilizado para tratar grandes volúmenes de agua. También ocasiona problemas en cuanto a la disposición de la biomasa con los colorantes adsorbidos.
	Biodegradación	Se han aislado microorganismos con la capacidad de degradar diversos colorantes. Se han utilizado consorcios mixtos en sistemas combinados aeróbicos/anaeróbicos para remover colorantes, así como sistemas con células inmovilizadas.	Es necesaria más información fisiológica y genética. Se requiere una larga fase de aclimatación y se presenta resistencia a compuestos recalcitrantes.
	Enzimático	Las preparaciones de lacasas y peroxidasas ofrecen un método para la decoloración de aguas residuales. Requiere tiempos cortos de contacto. Es muy eficiente para ciertos compuestos.	Es necesario un mayor análisis sobre los subproductos que se generan, estudios de escalamiento y una evaluación económica para poder aplicarse comercialmente. El aislamiento y purificación de las enzimas es difícil. Las enzimas se ven afectadas por un gran número de variables presentes en el agua residual.

Por lo general estos procesos son eficientes sin embargo sus principales desventajas radican en sus elevados costos de operación y en algunos casos los subproductos generados llegan a ser más tóxicos que el contaminante original (Cortázar *et al.*, 2012), situación que ha conducido los esfuerzos hacia la búsqueda de alternativas que sean eficaces y al mismo tiempo viables económicamente, considerando la composición del efluente, en este sentido en la industria textil la persistencia de los colorantes debida a la estabilidad de sus moléculas dificulta su remoción y eleva los costos de las tecnologías antes propuestas, por lo que las investigaciones se están enfocando en el desarrollo de las tecnologías agrupadas como procesos de oxidación avanzada que podrían suplir las deficiencias de las otras técnicas.

1.1.2 PROCESOS DE OXIDACIÓN AVANZADA.

Los procesos de oxidación avanzada (POA's) fueron definidos por Glaze *et al.* en 1987 y en la actualidad están surgiendo como tecnologías alternativas para la eliminación eficaz de

una gran cantidad de contaminantes orgánicos de aguas residuales con alta estabilidad química y/o baja biodegradabilidad. Los POA's operan a presión y temperatura ambiente, generan especies de radicales fuertemente oxidantes (principalmente el radical hidroxilo HO[•]) para la descomposición completa de los contaminantes orgánicos en productos no tóxicos como el CO₂, H₂O y sales inorgánicas (García *et al.*, 2011; Oller *et al.*, 2011; Bokare *et al.*, 2014).

El radical hidroxilo se caracteriza por presentar un fuerte potencial estándar de oxidación (2.80 V), una alta velocidad de reacción biomolecular constante (108-1,011 M⁻¹s⁻¹), y debido a que la reactividad de este radical no es selectiva presenta altas eficiencias en la eliminación de compuestos orgánicos recalcitrantes.

En las últimas dos décadas, se han establecido una variedad de POA's basados en la generación del radical hidroxilo (HO[•]), clasificados con base en la principal fuente de radicales (Fig.6), ya que cada proceso utiliza diferentes sistemas de reactivos (Guimarães *et al.*, 2012; Bokare *et al.*, 2014).

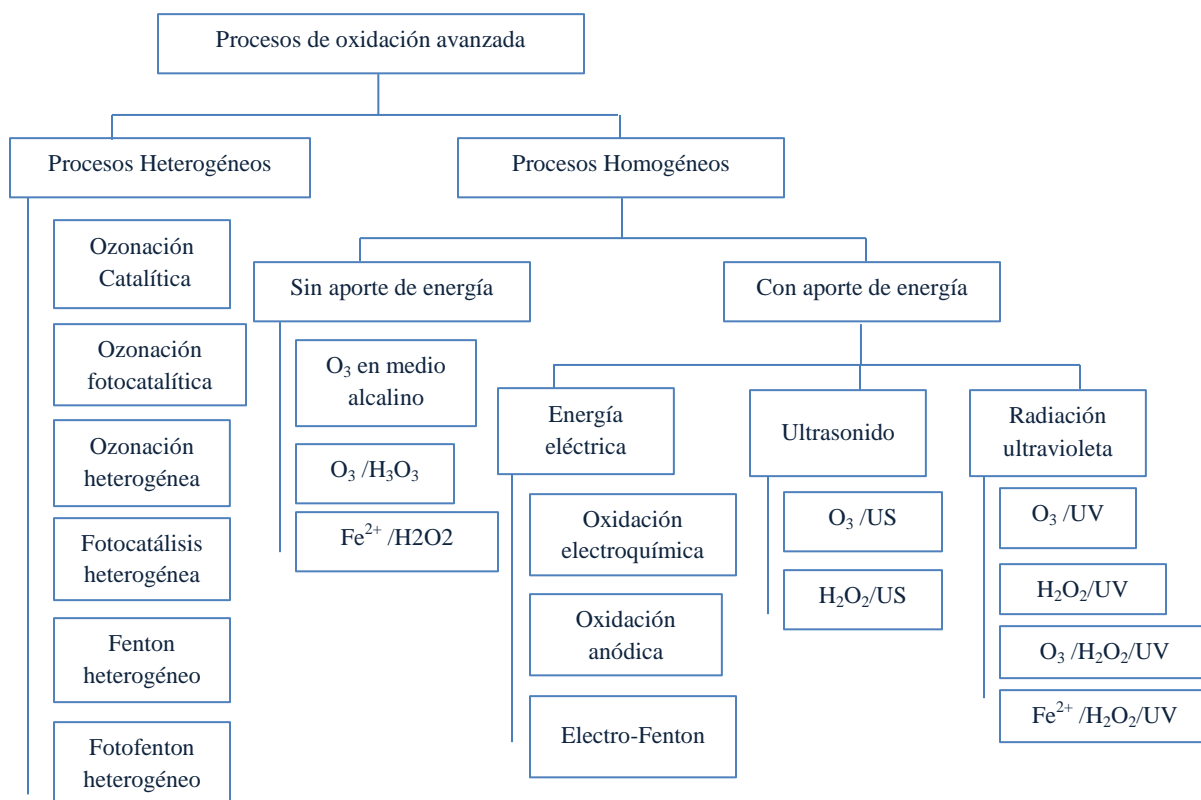


Figura 6. Clasificación general de los procesos de oxidación avanzada (Rodríguez *et al.*, 2010).

Debido a la diversidad de las técnicas, la alta eficiencia de producción de HO^\bullet y el uso de agentes reactivos, los POA's se aplican extensamente en tratamiento de aguas residuales y subterráneas, remediación del suelo y sedimentos, acondicionamiento de lodos municipales y destrucción de compuestos orgánicos volátiles (Oller *et al.*, 2011; Bokare *et al.*, 2014).

Sus principales ventajas radican en que mejoran la biodegradabilidad de los contaminantes reduciendo la DQO hasta un 95%, además remueven eficientemente el color, con respecto a las aguas residuales textiles estos procesos han demostrado ser bastante eficientes (Guimarães *et al.*, 2012; Palma *et al.*, 2014). Se pueden utilizar de manera individual o acoplados a procesos biológicos, dependiendo de la composición química del efluente de aguas residuales, la escala de funcionamiento y objetivos de tratamiento finales. Se pueden utilizar como una etapa de pre-tratamiento para descomposición de contaminantes orgánicos recalcitrantes a productos intermedios biodegradables, que pueden eliminarse posteriormente en post-tratamientos biológicos.

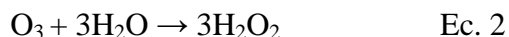
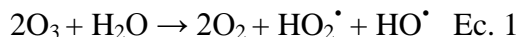
Entre los POA's, la ozonación ha llamado crecientemente la atención pues es una solución eficaz y versátil, que ha demostrado ser un buen método para eliminación del color.

1.1.2.1 OZONACIÓN.

El ozono tiene excelente capacidad oxidante y puede descomponerse en O_2 sin subproductos en todo el proceso de oxidación, no requiere la adición de productos químicos, no produce lodos y es simple de operar. Estas ventajas sugieren que la ozonación es la tecnología que puede ser más fácilmente implementada en plantas de tratamiento ya existentes (Lotito *et al.*, 2012; Wijannarong *et al.*, 2013; Hu *et al.*, 2015; Punzi *et al.*, 2015).

La teoría ampliamente aceptada en la ozonación es que hay dos vías de reacción en agua, las directas e indirectas. El principio de la reacción directa es que el ozono molecular reacciona con los contaminantes orgánicos, mientras que en la reacción indirecta los contaminantes orgánicos se oxidan por radicales libres tales como el radical HO^\bullet altamente reactivos que se deriva de la descomposición del ozono molecular (Ec. 1), sin embargo, la tasa

de oxidación por ozonación está limitada por la química y estabilidad molecular del contaminante (Hu *et al.*, 2015; Torres *et al.*, 2015).



En el tratamiento de aguas contaminadas con colorantes textiles, el ozono ataca en primer lugar enlaces insaturados de cromóforos lo que proporciona la rápida eliminación del color, puede además degradar moléculas orgánicas complejas a más pequeñas, tales como ácidos orgánicos, aldehídos y cetonas. Sin embargo, el ozono sólo no es suficiente para completar la eliminación de subproductos es por eso que en las últimas décadas, diversos materiales basados en óxidos de transición como óxido de manganeso, titanio, zinc, níquel, cobre, cerio y de hierro han sido utilizados con frecuencia como catalizadores de ozonación (Hu *et al.*, 2015; Polat *et al.*, 2015).

Entre estos destaca el óxido de cobre ya que podría aumentar la velocidad de reacción y disminuir el consumo de ozono, lo que conduce a una rápida degradación de contaminantes orgánicos, presenta otras ventajas como costo competitivo, es químicamente estable y no tóxico (Petre *et al.*, 2015; Hu *et al.*, 2015).

Se han descrito en la literatura una gran variedad de catalizadores sólidos como altamente eficientes en los procesos de ozonación de moléculas orgánicas en solución acuosa, entre los principales se encuentran óxidos metálicos, metales soportados sobre óxidos, materiales porosos como algunos minerales, zeolitas, panales de cerámica y carbono activado, dentro del proceso de ozonación catalítica heterogénea (Sui *et al.*, 2012; Nawrocki *et al.*, 2013).

En 2013, Gholami *et al.*, realizaron una investigación en la que implementaron ozonación catalítica con carbono activado para remover Azul Básico 9, un colorante ampliamente usado en la industria textil y encontraron que el uso del catalizador incrementa en un 48% la velocidad de degradación del colorante, sin embargo esta se ve afectada por factores como el pH, la concentración de ozono y del catalizador. Se observó además que el ozono incrementa la biodegradabilidad del colorante.

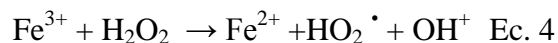
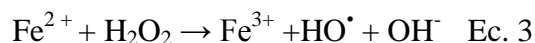
Posteriormente en 2015, Hu *et al.*, investigaron el proceso de ozonación catalítica utilizando como catalizador óxido de cobre soportado en aerogel de carbono mesoporoso en agua textil sintética con el colorante Negro Reactivo 5, encontrando que el uso del catalizador incrementa la eficiencia de degradación del colorante de 29% a 46%, y que este proceso se ve afectado por factores como el pH, dosis de ozono, concentración del catalizador y del colorante.

En 2015 Torres *et al.*, removieron Índigo Carmín de aguas sintéticas utilizando ozono catalizado con partículas de Fe sintetizadas en cáscara de *Pimienta dioica* obteniendo una eficiencia de remoción del 76% de COT después de 20 minutos de reacción, se destaca que el efecto de la adición de MPS/Fe en la eliminación de índigo carmín por ozonación ofrece una acción sinérgica que aumenta la tasa de degradación del índigo carmín mediante la formación de especies oxidantes reactivas, es decir, radicales HO• durante el proceso de ozonación, de manera similar genera otros radicales y peróxido de hidrógeno (Ec. 2), situación que es muy relevante ya que en el presente proyecto este subproducto permitirá que se lleven a cabo reacciones tipo Fenton.

1.1.2.2 FENTON

Reacción clásica de Fenton

La reacción de Fenton clásica describe la activación de peróxido de hidrógeno (H₂O₂) por iones ferrosos (Fe²⁺) para generar radicales hidroxilo (HO•) a través de una secuencia de reacción compleja:



En presencia de un sustrato orgánico (R-H), el radical hidroxilo extrae un átomo de hidrógeno del R-H y se genera un radical orgánico (R•), que posteriormente sufre una serie de transformaciones químicas para formar diversos productos de oxidación. En ausencia de cualquier barrido competitivo de cualquiera de los radicales HO• o R•, el uso de un exceso de

concentración de Fe^{2+} y H_2O_2 debería, en principio, convertir completamente todos los compuestos orgánicos en CO_2 y agua. Sin embargo, la reactividad no específica y mejorada de HO^\bullet hacia sustratos tanto orgánicos como inorgánicos resulta en varios procesos competitivos que afectan negativamente el proceso de oxidación orgánica (Bokare *et al.* 2014).

Reacción Fenton-like

Para mejorar la eficiencia de oxidación, se han investigado diversas modificaciones de la reacción clásica Fenton y son colectivamente clasificados como reacciones "Fenton-like", entre estas se encuentran los procesos:

- Fotofenton, que utiliza la radiación ultravioleta (UV) o solar para mejorar la generación de radicales HO^\bullet
- Electro - Fenton, reducción electroquímica del O_2 , incrementa la eficiencia del proceso mediante la generación in situ de H_2O_2 .
- Sono - Fenton, proceso de disociación del oxígeno molecular y agua mejorando la generación de HO^\bullet y la producción de H_2O_2 in situ.

A pesar de la elevada eficiencia del ion Fe^{2+} y sus diversas ventajas, su principal problema radica en que su reacción química depende completamente del pH por lo que el uso de sustancias acidificantes y neutralizantes pre y post-tratamiento respectivamente incrementa los costos, además de la elevada producción de lodos.

Dadas estas circunstancias los esfuerzos de investigación se centran en la búsqueda de nuevos catalizadores Fenton económicamente viables y prácticamente aceptables para generar HO^\bullet a partir de H_2O_2 . En este sentido, para lograr una transferencia de electrones eficiente de H_2O_2 , los catalizadores ideales Fenton deben exhibir estados de oxidación múltiples debido a que las especies catalíticamente activas con un estado de oxidación específico pueden ser fácilmente regeneradas a partir de una forma inactiva por un ciclo redox-simple. Para lograr este objetivo, los dos estados activos e inactivos redox deben ser estables durante un amplio intervalo de pH para prevenir la precipitación de las especies catalíticas (Bokare *et al.*, 2014)

Entre las especies metálicas capaces de descomponer el H_2O_2 , el cobre muestra propiedades redox sorprendentemente similares al hierro. Tanto en el estado de oxidación monovalente (Cu^+) como divalente (Cu^{2+}) reacciona fácilmente con H_2O_2 de manera análoga a los sistemas de $\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$ (Ec. 5 y 6) (Bokare *et al.*, 2014).



Los catalizadores de tamaño nanométrico pueden acelerar las reacciones Fenton-like, estos nanocatalizadores son muy reactivos debido a que sus sitios activos se encuentran en la superficie, además presentan una resistencia difusional baja, son de fácil acceso para las moléculas del sustrato. La nanocatálisis es una de las muchas aplicaciones prácticas de la nanotecnología, una característica importante de los nanomateriales es que sus propiedades superficiales pueden ser muy diferentes a los mostrados por sus homólogos macroscópicos (Garrido *et al.*, 2010; Bashiri y Rafiee, 2014).

Un tema clave asociado con el uso de polvos de cobre micro y nanométricos para tratamiento de aguas es el hecho de que se son difíciles de ser separados del agua tratada. Además, la eficiencia catalítica y la estabilidad de los catalizadores deben mejorarse, limitando la aplicación del catalizador en polvo en el tratamiento de aguas residuales, es por esto que es recomendable el uso de soportes que además permitan la recuperación de las partículas metálicas (Hu *et al.*, 2015).

Para resolver este problema se han desarrollado un amplia gama de materiales sólidos, tales como metales de transición, zeolitas, arcillas intercaladas con pilares que contienen hierro o especies minerales de cobre y de óxido de hierro, carbón activado impregnado de óxidos de hierro y cobre, se han propuesto como catalizadores heterogéneos para la degradación oxidativa de compuestos orgánicos a través de la reacción Fenton-like, estos materiales son una gran promesa para el tratamiento de contaminantes orgánicos altamente recalcitrantes (Garrido *et al.*, 2010).

En el presente trabajo se propone utilizar piedra pómez como soporte de partículas metálicas de cobre.

1.1.2.3 PUMITA

La pumicita, pumita o liparita, comúnmente conocida como piedra pómez o piedra pómeX es una roca ígnea de origen volcánico vítrea, su composición se comprende mayormente de sílice y alúmina con porcentajes aproximados de 71% de dióxido de silicio (SiO_2), 12.8% de óxido de aluminio (Al_2O_3), 1.75% de óxido de hierro (Fe_2O_3), 1.36% de óxido de calcio (CaO), 3.23% de óxido de sodio (Na_2O), 3.83% de potasio (K) y 3.88% de agua (H_2O). La piedra pómez es una roca con alta porosidad y de baja densidad (entre 0.4 a 0.9 g/cm^3), generalmente en colores blanco, rosa o gris, eficaz en el aislamiento térmico (Hernández, 2010; Yuan *et al.*, 2012).

Es un material muy poroso, debido a la dilatación producida en el magma por las burbujas de gas durante los procesos de formación. En la piedra pómez las cavidades son tan numerosas que llegan a formar la mayor parte de la roca, dándole un peso específico muy bajo, se utiliza en la elaboración de cemento, como roca ornamental, en producción de abrasivos (Hernández, 2010).

En 2012 Yuan *et al.* usaron pumita natural como catalizador en ozonación para la degradación de p-cloronitrobenceno, obtuvieron una eficiencia de remoción del contaminante de 84% y de remoción de carbono orgánico total de 31%, eficiencias que no disminuyen significativamente después de 10 ciclos de uso del material como catalizador, el tiempo de reacción fue de 20 minutos con un pH inicial de 3.01, realizaron también pruebas de adsorción para pumita encontrando que los porcentajes de remoción por este mecanismo son despreciables por lo que concluyen que la pumita no presenta propiedades adsorbentes.

Pumita ha sido probada para remover por adsorción diversos contaminantes, para lo cual ha sido modificada con partículas micro y nanométricas de hierro, entre los contaminantes removidos se encuentran el colorante azo naranja ácido 7 (Heibati *et al.* 2015), cromo, mercurio (Tingyi *et al.* 2014; Noori *et al.* 2014) y arsénico (Tingyi *et al.* 2016).

Puesto que a pesar que los procesos de oxidación avanzada pueden resultar muy eficientes en la degradación y eliminación de colorantes textiles es importante considerar que no eliminan la totalidad de materia orgánica generada, y puesto que en el presente trabajo se catalizaran las reacciones con partículas metálicas de cobre, la implementación de un proceso de fitorremediación puede optimizar los resultados esperados al utilizarlo como un método de pulimiento.

1.1.3 FITORREMEDIACIÓN.

La fitorremediación es una tecnología verde que utiliza los sistemas de las plantas para la rehabilitación y restauración de sitios contaminados dado que las plantas tienen incorporada la maquinaria enzimática capaz de degradar estructuras complejas por lo que se pueden utilizar para la limpieza de los sitios contaminados. Es una estrategia de recuperación ecológica y sostenible para sitios en uso productivo, pues es eficiente, rentable, respetuosa con el ambiente, aplicable in situ, es estéticamente agradable y tiene buena aceptación pública, sin embargo se encuentra todavía en etapa de experimentación, la tabla 5 presenta algunas ventajas y desventajas que deben ser siempre consideradas antes de decidir utilizar la técnica de fitorremediación (Kabra *et al.*, 2012; Ali *et al.*, 2013).

Tabla 5. Ventajas y desventajas de la fitorremediación (Ghosh y Singh, 2005).

No.	Ventajas	Desventajas
1	Modificable a una variedad de compuestos orgánicos e inorgánicos.	Restringido a zonas donde la contaminación es poco profunda, en la zona de enraizamiento de las plantas remediadoras.
2	Posibles aplicaciones <i>in situ/ex situ</i> con sustratos de suelos y efluentes respectivamente.	Puede tomar varios años remediar un sitio contaminado.
3	En aplicaciones <i>in situ</i> se disminuye la cantidad de perturbación del suelo comparada con métodos convencionales.	Restringido a sitios con baja concentración de contaminantes.
4	Reduce la cantidad de residuos para los vertederos (hasta el 95%), pueden ser utilizados como biomineral de metales pesados.	La biomasa de la planta cosechada por fitoextracción puede ser considerada como residuo peligroso por lo tanto la eliminación puede ser adecuada.
5	En aplicaciones <i>in situ</i> se disminuye la diseminación de contaminantes a través del aire y	Las condiciones climáticas son un factor limitante.

Remoción de Color en Agua Residual de la Industria Textil Aplicando Fenton-Like y Fitorremediación con M. Aquaticum.

	del agua.	
6	No requiere equipos costosos o personal altamente especializado.	La introducción de especies no nativas puede afectar la biodiversidad.
7	En aplicaciones a gran escala la energía potencial almacenada puede ser utilizada para producir energía térmica.	El consumo y uso de plantas contaminadas es una causa de preocupación.

La fitorremediación es un conjunto de tecnologías que reducen *in situ* o *ex situ* la concentración de diversos compuestos a partir de procesos bioquímicos realizados por las plantas y microorganismos asociados a ellas en la tabla 6 se presenta un algunas del diferentes procesos que implementan las plantas así como sus mecanismos y contaminantes en que se sugiere su aplicación (Delgadillo *et al.*, 2011).

Tabla 6. Técnicas, rutas y mecanismos de los procesos de fitorremediación (Thair *et al.* 2015).

Fitotécnica	Descripción	Ruta de consumo del contaminante.	Mecanismo	Aplicación
Fitoextracción	Transloca y concentra los contaminantes del suelo a través de las raíces hacia la parte cosechable.	Absorción por las raíces.	Absorción a través de disolución en agua o por medio de acumulación y secuestro por bombas de cationes.	Contaminantes inorgánicos. Ej. Metales
Fitofiltración	Utiliza plantas con sistemas de raíces desarrollados para eliminación de contaminantes presentes en agua.	Absorción por las raíces (rizofiltración), plántula (blastofiltración) o escisión de brotes (caulifiltración)	Filtración, sorción o precipitación del contaminante en la zona circundante a la raíz.	Contaminantes inorgánicos. Ej. Metales
Fitoestabilización	Inmoviliza al contaminante y reduce su biodisponibilidad	Absorción por las raíces.	Sorción, precipitación o complejación en la rizosfera.	Contaminantes inorgánicos. Ej. Metales
Fitotransformación	Descompone contaminantes orgánicos por medio de las actividades metabólicas o	Absorción por las raíces o por metabolismo en la zona radicular.	Absorción por sistema de raíces resultando en transformación	Contaminantes orgánicos o xenobióticos.

Remoción de Color en Agua Residual de la Industria Textil Aplicando Fenton-Like y Fitorremediación con M. Aquaticum.

	enzimáticas de la planta.		metabólica o enzimática dentro o fuera de la planta.	
Rizodegradación	Degradación de los contaminantes por microbios del suelo que habitan las rizosfera debido a simulación de la actividad microbiana por secreciones de la planta.	Transformación en la zona de la raíz.	Secreción de exudados radicales o enzimas alrededor de la zona de raíz y subsecuente degradación microbiana de xenobióticos.	Contaminantes orgánicos o xenobióticos.
Fitovolatilización	Transformación de contaminantes a formas volátiles o gaseosa y subsecuente liberación a la atmósfera a través de la transpiración.	Absorción de contaminantes solubles en agua por las raíces.	Modificación de contaminantes durante la translocación vascular hacia las hojas	Contaminantes orgánicos o xenobióticos.

En cuanto a la fitorremediación de efluentes textiles, se han utilizado varias plantas como: *Eichhornia crassipes*, *Brassica juncea*, *Portulaca grandiflora*, *Salsola vermiculata*, *Glandularia pulchella*, *Petunia grandiflora* las cuales han sido reconocidas por su capacidad para degradar estructuralmente diferentes colorantes textiles , para estos fines se han utilizado plantas enteras y cultivos de tejidos de *Blumea malcommi* y *Typhonium flagelliforme*, raíces peludas de *Tagetes patula* y plantas silvestres de *Amellus aster*, *Typha angustifolia*, *Sesuvium portulacastrum*, estas han mostrado tener potencial para degradar los colorantes Rojo Directo 5B, Rojo Reactivo 198 , Remazol Rojo, Malaquita Verde, Verde HE4B . Mientras que *Rheum hydroplantarum*, *Rheum rhabarbarum*, *Rumex acetosa*, *Thymus vulgaris*, y *Brassica rapa* se encontraron eficientes para la eliminación de compuestos aromáticos sulfonados y efluentes industriales textiles (Khandare *et al.*, 2011; Whatakhar *et al.*, 2014; Vijayalakshmi *et al.*, 2014).

La fitorremediación se puede utilizar para tratar metales pesados, pesticidas, disolventes clorados, bifenilos policlorados, hidrocarburos aromáticos policíclicos y radionucleótidos. Sin embargo, es un proceso lento y la tasa de eliminación puede aumentarse con la aplicación de

un pre-tratamiento al efluente con un método adecuado (Vijayalakshmi *et al.*, 2014). En el presente proyecto se propone la implementación de fitorremediación con *Myriophyllum aquaticum* una macrofita acuática que ha mostrado una elevada tolerancia a diversos contaminantes.

1.1.3.1 CARACTERÍSTICAS BIOLÓGICAS Y ECOLÓGICAS DE *Myriophyllum aquaticum*.

Myriophyllum aquaticum es una macrofita perteneciente a la familia Haloragaceae, presenta dos sinonimias *Enydria aquatica* Vell. (basónimo) 1829 y *Myriophyllum brasiliense* Cambess. 1830. Es una planta acuática nativa del centro, este y oeste de América del sur. Su distribución principal es a baja altitud, aunque también se extiende a 1,900 m en Brasil y 3,250 m en el Perú (Hussner *et al.*, 2009).

Tabla 7. Ubicación taxonómica de *Myriophyllum aquaticum* (NBII & IUCN/SSC, 2005).

Reino	Plantae
División	Magnoliophyta
Clase	Magnoliopsida
Orden	Saxifragales
Familia	Haloragaceae
Género	Myriophyllum
Especie	M. aquaticum
Nombre binomial	<i>Myriophyllum aquaticum</i> (Vell.) Verdc., 1973

M. aquaticum puede colonizar una amplia gama de hábitats diferentes y tolerar las perturbaciones de estos hábitats. Parece no ser afectada por las heladas, y su tasa de crecimiento parece estar directamente relacionado con la temperatura y la disponibilidad de luz. En general, las profundidades más óptimas son de menos de 100 cm, sin embargo, se ha observado que *M. aquaticum* crece en aguas de hasta dos metros de profundidad, también se ha observado que puede sobrevivir en las aguas costeras frecuentemente inundadas con sal.

La supervivencia y propagación de *M. aquaticum* dependen exclusivamente de la reproducción vegetativa a través de la fragmentación (Wersal *et al.*, 2010).

DESCRIPCIÓN TAXONÓMICA

Es una hierba verde brillante o glauco de agua dulce perenne (Fig. 7). Presenta dos formas diferentes de hojas, dependiendo de si está creciendo como una planta sumergida o como emergente. Las hojas se disponen alrededor del tallo en verticilos de cuatro a seis. Las hojas sumergidas tienen de 1.5 a 3.5 centímetros de largo y entre 20 y 30 divisiones por hoja. Las hojas emergentes tienen de 2 a 5 centímetros de largo y entre 6 y 18 divisiones por hoja.

Las brillantes hojas emergentes son más rígidas y son de un verde más oscuro que las hojas sumergidas. El rizoma funciona como una estructura de soporte para las raíces adventicias y proporciona flotabilidad para el crecimiento emergente durante el verano. El tallo y las hojas emergentes son el rasgo más distintivo de *M. aquaticum*, ya que pueden crecer hasta un pie por encima de la superficie del agua (NBII & IUCN/SSC, 2005).

HÁBITAT

Se encuentra en lagos de agua dulce, lagunas, arroyos y canales y parece estar adaptada a ambientes con altos nutrientes, y con una buena captación de luz. Tiende a colonizar lentamente en zonas con movimiento o con mayor caudal. A pesar de que crece mejor cuando sus raíces se encuentran en aguas poco profundas, se sabe de su presencia como una planta que flota en las aguas profundas ricas en nutrientes de los lagos. Los tallos emergentes pueden sobrevivir en las húmedas orillas de los ríos y lagos, por lo que se adapta muy bien para moderar las fluctuaciones del nivel del agua (NBII & IUCN/SSC, 2005).

NUTRICIÓN Y REPRODUCCIÓN

Existe en un rango de pH de 6.8 a 8.0, con temperaturas que oscilan entre 16 y 23 °C. Puede soportar un nivel de dureza del agua entre 50 a 200 ppm. Se desarrolla bien con buena luz y un ambiente ligeramente alcalino (NBII & IUCN/SSC, 2005).

Produce flores hembras y machos en plantas de sexos separados, con lo cual sería posible la reproducción sexual. Sin embargo en la literatura se menciona la total ausencia de plantas

macho en países como Estados Unidos y Australia, donde también está muy extendida, y en otros países no se reporta su existencia. La propagación de *M. aquaticum* en la naturaleza en ausencia de plantas macho, se produce mediante tallos fragmentados por causas externas (no se da la autofragmentación), que dan lugar a nuevas plantas. En acuario la reproducción se da por vía vegetativa, sea por brotes laterales o mediante esquejada (NBII & IUCN/SSC, 2005).

DISTRIBUCIÓN

Se distribuye en toda América del Sur, nativa del Amazonas, se sabe que ha sido introducida en América del Norte, Australia, Nueva Zelanda, Java y que se ha distribuido en todo el mundo volviéndose prácticamente cosmopolita (NBII & IUCN/SSC, 2005).

IMPACTO

M. aquaticum crece en aguas lentas, orillas de los ríos, lagos, lagunas, drenaje, acequias y canales, aguas estancadas, pantanos y lagunas. Las poblaciones pueden ser muy densas, a veces como esteras flotantes que han sido arrancados de raíz, a menudo asfixia cursos de agua e impiden la navegación (NBII & IUCN/SSC, 2005).

M. aquaticum se ha introducido en todo el mundo para su uso en acuarios interiores y exteriores. También es una planta de jardín acuático popular, sin embargo, se ha escapado de cultivo y se ha propagado a través de fragmentos de plantas y de las plantaciones intencionales. *M. aquaticum* puede cambiar las características físicas y químicas de los lagos y arroyos. Las infestaciones pueden alterar los ecosistemas acuáticos por la sombra de las algas en la columna de agua que sirven como la base de los alimentos de origen acuático. La planta también puede limitar las oportunidades de recreación en estos cuerpos de agua (NBII & IUCN/SSC, 2005).

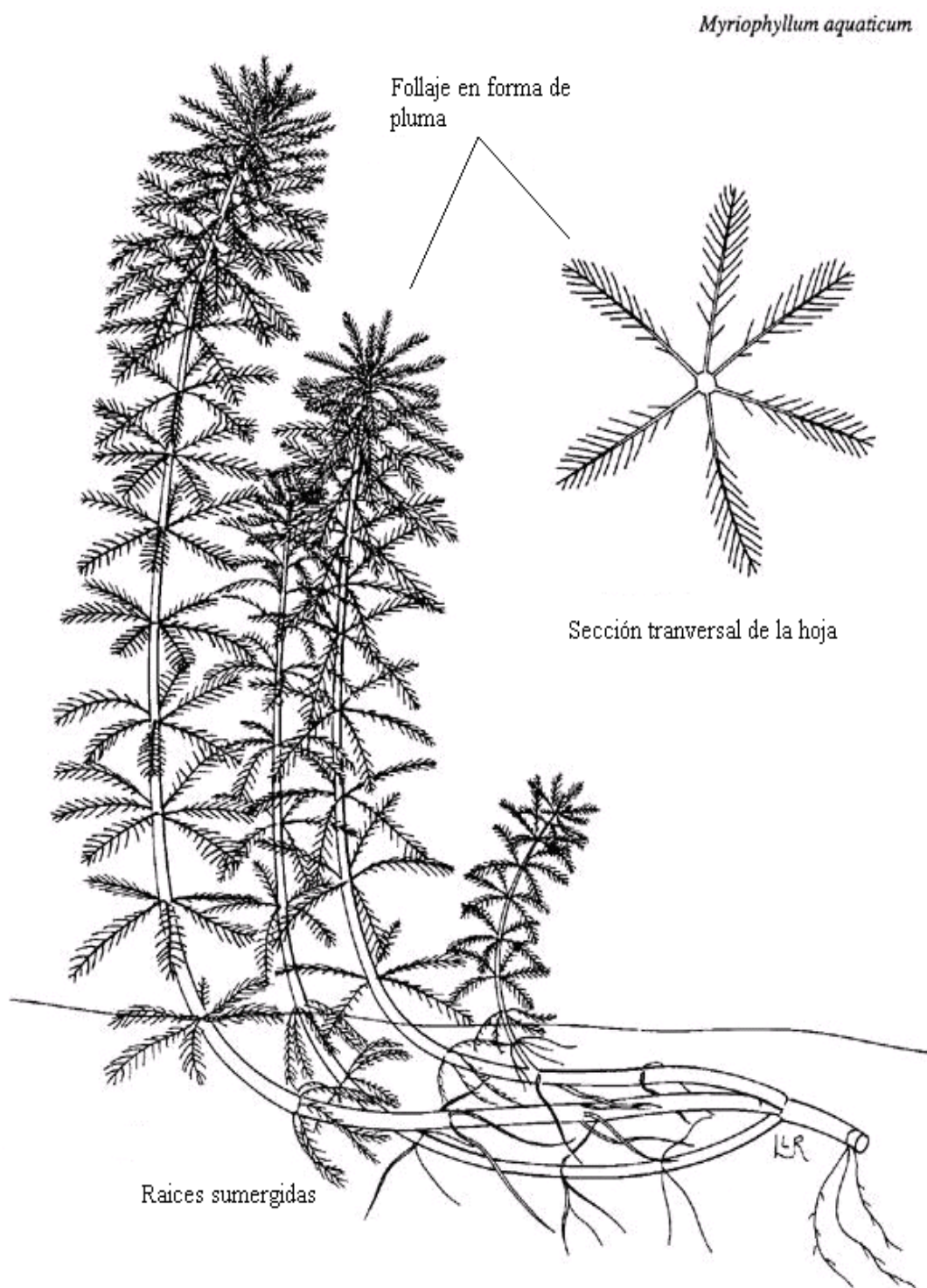


Figura 7. Estructura de *Myriophyllum aquaticum*. Imagen obtenida del IFAS, Centro para plantas acuáticas. Universidad de Florida, Gainesville.

1.1.3.2 ESTUDIOS DE CASO

En 2010 Cano *et al.*, realizaron una investigación sobre la eficiencia de un sistema acoplado entre un proceso de electrocoagulación aplicando electrodos de aluminio, y fitorremediación utilizando a *Myriophyllum aquaticum* para el tratamiento de aguas residuales industriales provenientes de un efluente donde convergen 137 industrias, los resultados indicaron que *M. aquaticum* fue tolerante al contacto con los contaminantes presentes en las aguas residuales que habían sido tratados con electrocoagulación con electrodos de Al, y en el análisis del elemento se encontró un aumento de Al en la raíces de la planta lo que contribuye a su remoción de la solución.

En el 2011, Romero-Ortiz, *et al.*, evaluaron la remoción de nutrientes de agua residual de rastro utilizando un pre tratamiento anaerobio combinado con el uso de tres especies de macrófitas, *Lemma gibba*, *Myriophyllum aquaticum* y *Eichhornia crassipes* y los resultados encontrados, tal como se muestra en la tabla 8, indican que de las tres especies analizadas *M. aquaticum* es la más eficiente, removiendo en todos los casos un porcentaje superior al 50%.

Tabla 8. Contenido de nutrientes en agua de efluentes y porcentaje de remoción (Romero *et al.*, 2011).

Nutrientes	Agua del efluente sin tratar	Agua del efluente tratada con hidrófitas					
	Efluente mg/L	<i>Lemma Gibba</i>		<i>Myriophyllum Aquaticum</i>		<i>Eichhornia Crassipes</i>	
		mg/L	%	mg/L	%	mg/L	%
Amonio	230	3.5	98	0.0	100	3.6	98
Ortofosfatos	21.5	21.5	00	8.0	63	21.5	0
Nitratos	11	7.5	32	2.0	82	11.0	0

Como puede observarse *Myriophyllum aquaticum* no ha sido evaluada para tratar aguas residuales provenientes de la industria textil sin embargo, como lo muestran los casos antes mencionados, es eficiente y altamente tolerante a una amplia gama de contaminantes.

A partir de todo lo anterior se diseñó una serie de pasos metodológicos que permitan evaluar el proceso propuesto considerando que se aplicaría a una muestra de agua residual real.

CAPÍTULO II

MATERIALES Y

MÉTODOS



2.1 HIPÓTESIS

Si el agua residual de la industria textil es sometida a un tratamiento acoplado de reacciones tipo Fenton-like con partículas de cobre y fitorremediación utilizando a *Myriophyllum aquaticum*, se tendrá una eficiencia de eliminación de color y de DQO de al menos el 90%.

2.2 OBJETIVOS

2.2.1 OBJETIVO GENERAL

Degradar y eliminar el color de agua residual textil mediante un sistema acoplado de reacciones tipo Fenton-like con ozono y partículas de cobre, y fitorremediación utilizando a *Myriophyllum aquaticum*.

2.2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Obtener la caracterización del agua residual proveniente de la industria textil.
- Caracterizar las partículas de cobre soportadas en pumita.
- Establecer y aplicar condiciones óptimas en un reactor vidriado para la degradación de color de aguas residuales textiles mediante Fenton-like, aplicando sistemas metálicos de cobre.
- Aplicar un proceso de Fitorremediación como método de pulimiento.
- Determinar el estado de salud de *Myriophyllum aquaticum* como parámetro de caracterización complementaria mediante relación de clorofila a/b y contenido de carotenos.

2.3. MATERIALES Y MÉTODOS

La figura 8 muestra el diagrama de flujo de la metodología a seguir en el presente proyecto.

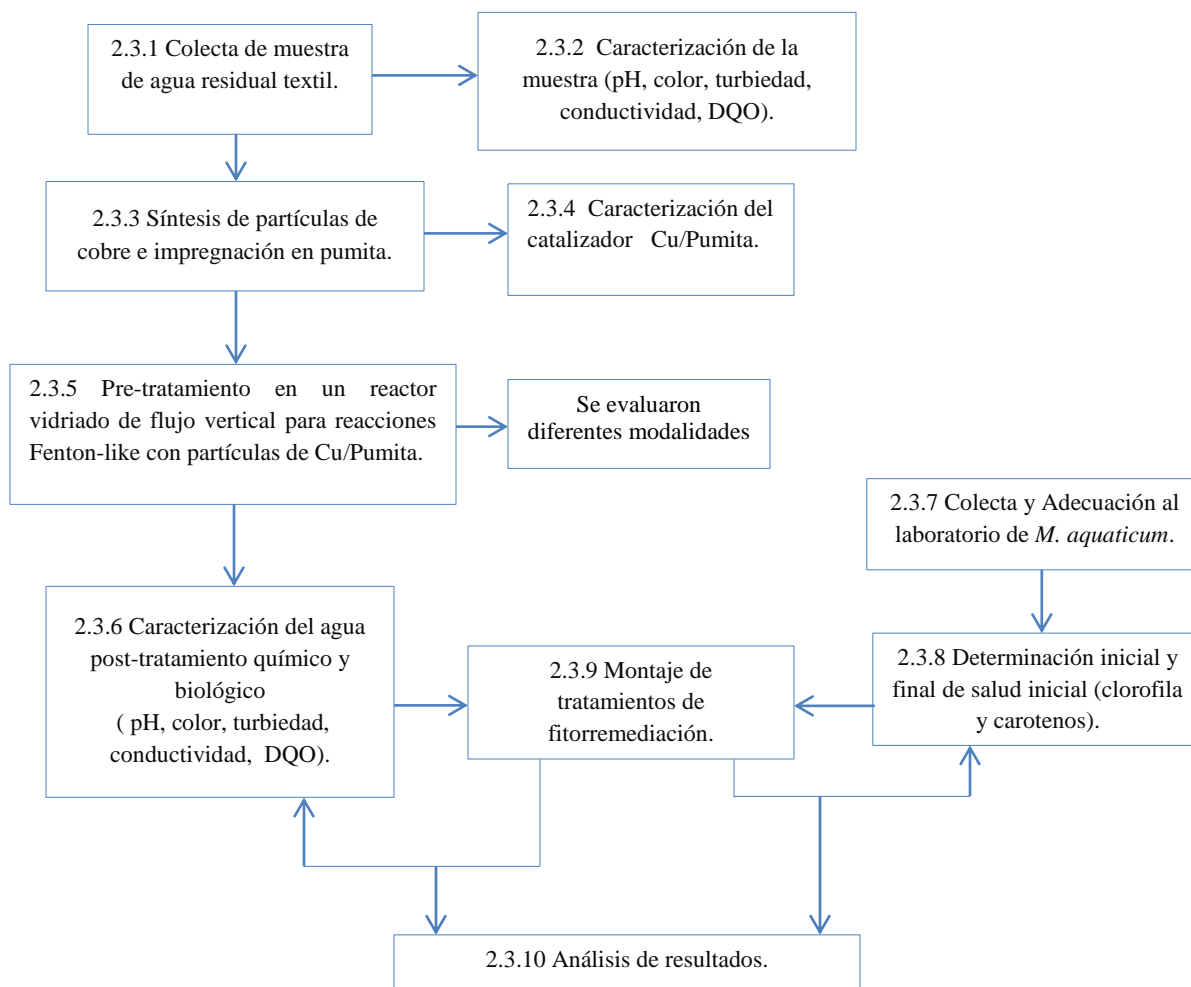


Figura 8. Diagrama de flujo de la metodología

2.3.1 COLECTA DE MUESTRA DE AGUA RESIDUAL

Se colectó agua residual de un taller textil ubicado en el municipio de Almoloya del Río el cual se encuentra ubicado a 19°10' de latitud norte, 99°29' de longitud oeste a unos 2,600 msnm. Las muestras fueron transportadas al laboratorio de Química Ambiental I ubicado en el segundo piso del Centro Conjunto de Investigación en Química Sustentable. La colecta y transporte de las muestras se llevó a cabo de acuerdo a la NMX-AA-003-1980.

2.3.2 CARACTERIZACIÓN DE LA MUESTRA DE AGUA INICIAL

Se realizó la determinación de los parámetros físicos y químicos de la muestra de agua, así como la cuantificación aproximada de color presente como caracterización previa al tratamiento.

El color se midió mediante Espectroscopia UV- Vis utilizando el Espectrofotómetro Perkin- Elmer Lambda 25 (Figura 9), para lo cual se obtuvieron los espectros de absorción del colorante y sus principales subproductos a partir de estándares, con lo cual se construyó la curva de calibración que permitió medir una aproximación de la concentración de las muestras residuales, los otros parámetros se midieron utilizando las correspondientes normas oficiales mexicanas, la DQO se realizó mediante NMX-AA-030/2-SCFI-2011 método del tubo sellado a pequeña escala, NMX-AA-008-SCFI-2011 Análisis de agua - determinación del pH -método de prueba, para conductividad se siguió la NMX-AA-093-SCFI-2000 y para la turbiedad se siguió el procedimientos 3750 del espectrofotómetro (Fig.10) HACH DR/4000U.



Figura 9. Espectrofotómetro Perkin- Elmer Lambda 25. Laboratorio Química Ambiental 2. Centro Conjunto de Investigación en Química Sustentable.



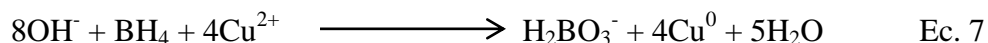
Figura 10. Espectrofotómetro HACH DR/4000U. Laboratorio Química Ambiental 2. Centro Conjunto de Investigación en Química Sustentable.

Por otro lado se caracterizaron las muestras de agua al inicio y al final del tratamiento para identificar mediante voltamperometría cíclica la presencia de cobre, con la finalidad de determinar si el agua presentaba estos iones metálicos o si por el contrario es durante el tratamiento con el composito que estas migran hacia la matriz de agua, esta parte de la caracterización se llevó a cabo con el potencióstato Épsilon de BAS con el método de voltamperometría cíclica utilizando un sistema de tres electrodos uno de Ag/AgCl como referencia, grafito como contraelectrodo y electrodo de pasta de carbono (EPC) como electrodo de trabajo.

2.3.3 SÍNTESIS DE PARTÍCULAS METÁLICAS

Se sintetizaron las partículas metálicas mediante el método de reducción química utilizando como agente reductor al borohidruro de sodio (NaBH_4), este método además de ser económico es bastante eficiente.

El borohidruro de sodio es un agente reductor inorgánico fuerte debido a que sus enlaces moleculares son débiles, lo que le facilita donar electrones, es soluble en agua y tiene las siguientes características: 1 mol de NaBH_4 puede proveer hasta 8 moles de electrones, debido a que tiene un bajo peso equivalente de 4.75 g/mol e^- ; tiene un alto poder reductor, su potencial reductor es -1.24 V vs. ENH a pH 14, disminuyendo a -0.48 V a pH 0. La reacción redox del NaBH_4 puede llevarse cabo en diferentes medios, tales como agua y solventes orgánicos, bajo condiciones ácidas, neutras y alcalinas (Jesús Guajardo, 2013). En el presente proyecto la reacción se lleva a cabo de acuerdo a la ecuación 7.



Inicialmente se prepara el material de soporte, en este caso los bloques de pumita son lavados varias veces para retirar el exceso de polvo que pueda obstruir los poros, el lavado se realiza con agua destilada al menos cinco veces en agitación constante (200 rpm), o hasta que la turbiedad sea menor a 30 FAU, se colocan los bloques en una solución de ácido sulfúrico 1 M durante una hora y se enjuaga nuevamente con agua destilada, se seca en incubadora de 70 °C por 24 horas y está lista para la impregnación de las partículas .

Los reactivos utilizados durante la preparación de las partículas metálicas deben ser grado reactivo, para la síntesis de las partículas metálicas se prepara la solución de la sal metálica 250 mL CuSO_4 0.04 M, se deja en agitación constante (700-750 rpm) por 60 min. después de los cuales se adicionan 10 mL de NaOH 0.1 M, se mantiene la agitación por 30 min. más y al final de estos se incorporan 60 mL de NaBH_4 0.25 M de manera gradual, la agitación se mantiene constante por 120 min. más, finalmente se filtra, se enjuaga con agua destilada y acetona, se seca al ambiente y se almacena en un recipiente hermético. Para la impregnación de las partículas en pumita se determina el porcentaje de carga metálica que se desea obtener por gramo de soporte, en este caso se realizó al 10%, esta cantidad de partículas previamente

secas se re-disuelven completamente en un volumen mínimo (3 mL) del disolvente seleccionado, en este caso se realizó en formaldehído, la solución de partículas es inyectada al soporte y mezclada con una espátula, posteriormente se evapora el disolvente y se seca el composito en incubadora a 70 °C por 24 horas, al final se guarda y almacena en un recipiente hermético.

2.3.4 CARACTERIZACIÓN DEL CATALIZADOR Cu / PUMITA

Se caracterizó la piedra pómez natural y también el composito (PSPCu) antes y después del tratamiento mediante la técnica analítica de Microscopía Electrónica de Barrido (SEM-EDS), que permite conocer la forma del composito y su composición elemental.

2.3.5 PRE-TRATAMIENTO QUÍMICO FENTON-LIKE

Se realizó el pre- tratamiento del agua residual en un reactor vidriado para degradación de flujo vertical (fig. 11) utilizando diferentes valores para las siguientes variables: pH (3 y 9), tipo de material agregado (PCu, PSPCu, PN) y concentración de catalizador (1, 5 y 7.5 g/L).

Las condiciones experimentales fueron: volumen de 1 L, temperatura ambiente 20 ± 5 °C, se evaluaron diferentes flujos de ozono para establecer el más eficiente (50, 100 y 150 mL/min.).

Se realizaron cuatro modalidades del experimento para ambos valores de pH que consistieron en:

- a) El pre-tratamiento con ozono solo.
 - b) El pre-tratamiento con ozono y pumita natural (PN).
 - c) El pre-tratamiento con partículas metálicas de Cu (PCu).
 - d) El pre-tratamiento con ozono y partículas soportadas en pumita de Cu (PSPCu).
- En este último además de evaluar el pH se probaron las diferentes concentraciones de catalizador antes mencionadas.

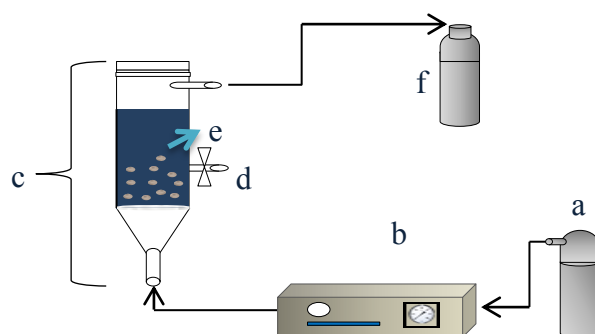


Figura 11. Esquema del equipo para la reacción O₃/Fenton-like: a) suministro de aire seco; b) generador de ozono; c) reactor en columna flujo ascendente; d) válvula para toma de muestra; e) compuesto PSPCu; f) destructor de ozono.

2.3.6 CARÁCTERIZACIÓN DEL AGUA POST-TRATAMIENTO

Se realizó la determinación de los parámetros fisicoquímicos de las muestras de agua posterior al tratamiento en el reactor y al final del proceso de fitorremediación considerando los mismos parámetros que al inicio: turbiedad, conductividad, DQO, pH, siguiendo las respectivas normas oficiales mexicanas. El color se midió mediante espectrofotometría UV-Vis. El cobre se determinó cualitativamente por voltamperometría cíclica.

De manera paralela a la recolección de las muestras de agua residual se realizó:

2.3.7 COLECTA Y ADECUACIÓN AL LABORATORIO DE *M. aquaticum*

Se colectaron organismos de *M. aquaticum* de la presa Ignacio Ramírez en el Municipio de Almoloya de Juárez del Estado de México (elevación de 2,600 msnm, 19° 27' 4" N y 99° 48' 7" W), las cuales fueron llevada al laboratorio de Química Ambiental del CCIQS.

Las plantas colectadas fueron lavadas y colocadas en tinas con agua potable, se mantuvieron a temperatura ambiente ($20 \pm 5^\circ \text{C}$), con un pH de 6,5 a 7,5 y permanecieron expuestas a periodos naturales de luz y oscuridad por un espacio de 15 a 20 días.

2.3.8 DETERMINACIÓN DE CLOROFILA Y CAROTENOS

Para la obtención de los valores de clorofila a, b y carotenos se siguió el método de Yang *et al.* 1998, el cual consiste en:

- 1) Pesar 0.250 g de muestra de la planta
- 2) Secar la muestra con nitrógeno líquido y molerla en mortero y pistilo
- 3) Moler y extraer los pigmentos totales con una solución de acetona al 80%
- 4) Centrifugar el extracto crudo a 1,500 g por 5 minutos (en caso de saturación diluir muestra- acetona 80% en una proporción 1:4)
- 5) Tomar el sobrenadante y descargarlo en una celda para espectrofotómetro UV- Vis
- 6) Medir las absorbancias a 663, 646 y 440 nm, los cuales corresponden a los picos máximos de absorción de la clorofila a, b y carotenos respectivamente
- 7) Calcular el contenido de clorofilas y carotenoides usando las ecuaciones de Porra *et al.* 1989 y Holm 1954 respectivamente
- 8) Calcular el contenido de pigmentos con base en μg de Clorofila/ g peso fresco (Yang *et al.* 1998).

$$\text{Cl a} = 12.25A_{663} - 2.55A_{646} \text{ (}\mu\text{g/ mL)}$$

$$\text{Cl b} = 20.31A_{646} - 4.91A_{663} \text{ (}\mu\text{g/ mL)}$$

$$\text{Cl a + b} = 17.76A_{646} + 7.34A_{663} \text{ (}\mu\text{g/ mL)}$$

$$\text{Car} = 4.69A_{440} - 0.267 \text{ Cl a + b (}\mu\text{g/ mL)}$$

2.3.9 MONTAJE DE TRATAMIENTOS DE FITORREMEDIACIÓN.

Se montaron los tratamientos correspondientes con igual cantidad de biomasa y volumen de agua pre-tratada. Se etiquetó cada organismo con un número de identificación y se registraron los datos merísticos (longitud total, del tallo, de raíz y peso) de cada uno.

Una vez transcurridos los 14 días de exposición se procesaron las plantas y el agua tratada por separado.

2.3.10 ANÁLISIS DE RESULTADOS.

Se realizaron las cinéticas de remoción de color tanto en el proceso químico como en el biológico y se analizaron las pruebas estadísticamente con el programa Minitab 18.

CAPÍTULO III

ANÁLISIS DE

RESULTADOS



Los resultados obtenidos siguiendo la metodología antes expuesta se presentan a continuación

3.1 COLECTA Y CATACTERIZACIÓN DE LA MUESTRA RESIDUAL

3.1.1 CURVA DE CALIBRACIÓN ÍNDIGO CARMÍN

Inicialmente se obtuvo la curva de calibración del índigo carmín como con el objetivo de determinar las concentraciones aproximadas de color de las muestras de agua residual textil obtenidas del taller de lavado en Almoloya del Río, para su caracterización, ya que se sabe que para el teñido de la mezclilla se utilizan los colorantes de la familia indigoides.

En el caso del IC el barrido de longitud de onda se realizó de 900 a 200 nm obteniendo los espectros de absorción mostrados en la figura 12, donde se identificaron dos bandas de absorción con máximos de absorbancia en 295 nm y otro a los 610 nm, esta última correspondiente al colorante IC.

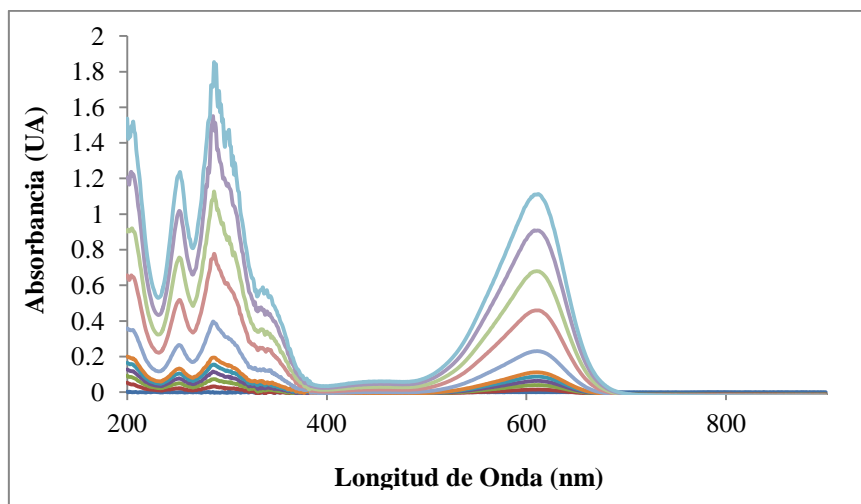


Figura 12. Espectros de absorción del índigo carmín estándar.

A partir de las absorbancias obtenidas a los 610 nm se construyó la curva de calibración del IC mostrada en la figura 13, obteniendo un coeficiente de correlación de 0.99, a partir de lo cual se midió una aproximación de la concentración de color de las muestras de agua residual.

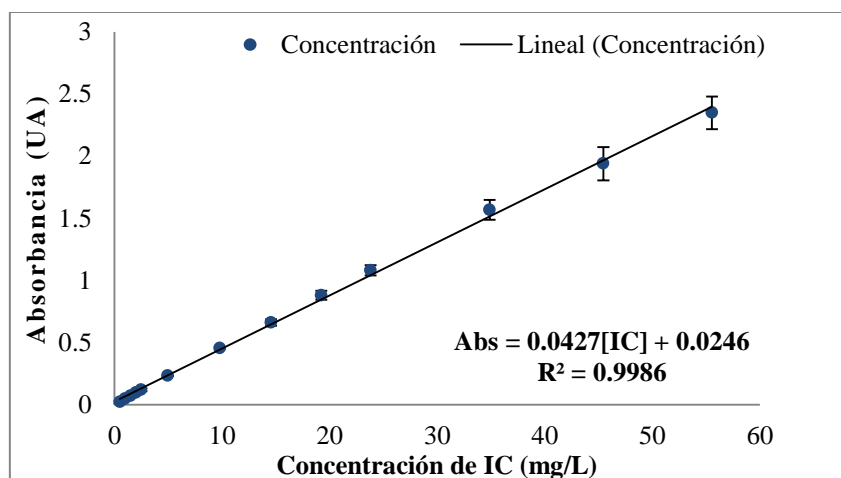


Figura 13. Curva de calibración del índigo carmín estándar.

3.1.2 CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL TEXTIL

El agua colectada fue caracterizada obteniendo la tabla 9 donde se muestran los valores iniciales para cada parámetro del agua residual, es importante mencionar que el pH fue modificado ya que se ajustó a los valores trabajados y en consecuencia se modificó la conductividad.

Tabla 9. Parámetros originales de la muestra de agua residual textil.

Parámetros	Valores
pH	9.25
Color	≈ 41-31 mg/L
Turbiedad	1471 - 1504 UFA
Conductividad	0.9799- 1.132 mS/cm
DQO	1,209 mg/L



Figura 14. Muestra de agua residual textil.

3.2 SINTESIS Y CARACTERIZACIÓN DE COMPOSITO PUMITA-PARTÍCULAS.

Una vez que se tuvieron las partículas y el composito se realizó su caracterización mediante:

SEM-EDS

Las micrografías SEM de los materiales utilizados, PN, PSPCu antes y después del tratamiento, como puede observarse en la figura 15a) la pumita natural presenta un área superficial bastante porosa, la composición química indica que no existe presencia de cobre, pero si indica la presencia de Si, Au, Fe, una vez modificado el material figura 15b) aparece el cobre en la descripción elemental, el cual disminuye después del tratamiento figura 15c) lo que podría explicarse por la migración de cierta cantidad de cobre hacia el agua tratada, las micrografías obtenidas no permiten observar el tamaño ni forma de las partículas, sin embargo se observa como se ve alterada la estructura porosa de la roca una vez modificada y después del uso en el tratamiento.

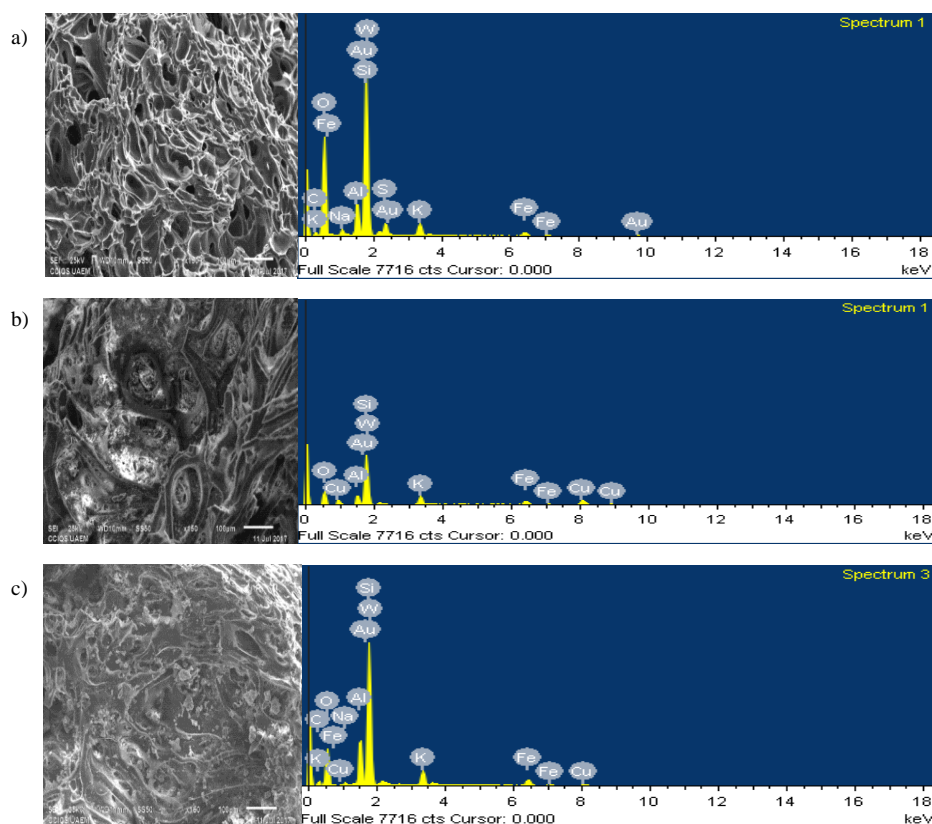


Figura 15. Micrografías SEM-EDS de a) pumita natural, b) y c) pumita modificada antes y después del tratamiento.

3.3 EFECTO DEL FLUJO DEL OZONO

Con la finalidad de establecer las condiciones óptimas de tratamiento del agua residual se evaluaron diversas condiciones, en primer lugar se evaluó el efecto del flujo de ozono, los flujos evaluados fueron de 50, 100 y 150 mL/min., en cuanto a remoción de color, como se muestra en la figura 16a) es evidente que el flujo de ozono inyectado mejora significativamente la remoción de color duplicando el porcentaje de remoción a los 30 min de tratamiento y alcanzando a los 60 min una remoción del 74.44%. Este comportamiento de incremento en la eficiencia de degradación del colorante se explica con relación a que se mejora la fuerza que impulsa la transferencia de masa, además la generación de radicales libres derivados del ozono (HO^{\bullet}) incrementa cuando se incrementa el flujo del gas interviniendo en la degradación del colorante (Hu. 2015).

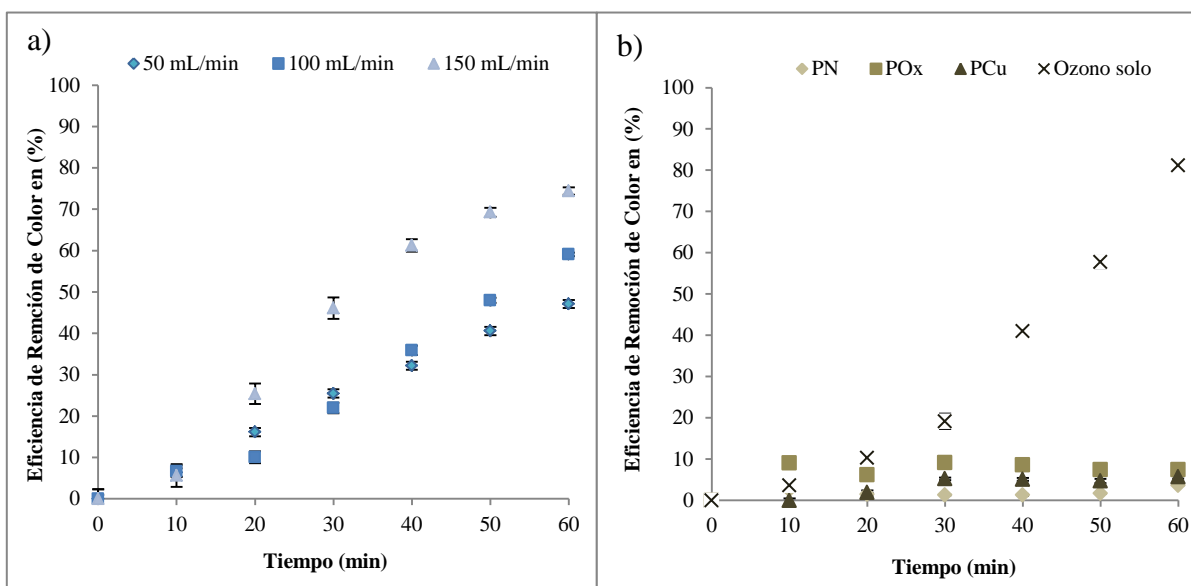


Figura 16. a) Cinética de remoción de color para flujos de ozono de 50, 100 y 150 mL/min; b) Cinética de remoción de color para los reactivos implicados en el proceso Fenton-like.

El tiempo de exposición para cada uno de los experimentos fue de 60 minutos, como puede verse en los espectros, el flujo de ozono que removió más color en este intervalo de tiempo fue el de 150 mL/min con un porcentaje de remoción de 74.44%, por lo que se seleccionó este para realizar las pruebas subsecuentes.

De manera paralela se realizarón las pruebas de remoción de color con cada uno de los reactivos de manera separada obteniendo los resultados que se muestran en la figura 16b), con

porcentajes de remoción de 8.21 con peróxido, 3.70 PN, 6.83 PCu y 81.1% ozono solo, como puede observarse el más alto porcentaje de color es removido con ozono, sin embargo al interactuar los diferentes materiales es posible que se genere un efecto sinérgico que optimice el proceso de degradación del colorante.

Los tratamientos se realizaron durante 60 minutos, únicamente en el caso de la pumita se consideraron 24 horas de contacto con el agua residual pues como se mencionó en el capítulo I, esta ha sido utilizada para remoción por adsorción, por lo que se evaluó esta posibilidad, sin embargo la remoción con este material apenas alcanzó el 5% transcurridas las 24 horas, porcentaje despreciable comparado con el porcentaje que se remueve por la oxidación con ozono.

3.4 EFECTO DEL pH

Se evaluó el efecto del pH en la degradación del colorante considerando dos valores de este parámetro para los tratamientos 3 y 9, el ajuste de pH se realizó con soluciones concentradas de ácido sulfúrico e hidróxido de sodio.

Los resultados muestran que de los dos valores de pH evaluados, con el pH 3 se obtiene mayor eficiencia (Fig. 17a)) en cuanto a la remoción de color, esto ocurre debido a que las reacciones indirectas del ozono son más favorables a pH ácidos ya que se promueve la generación de especies de oxígeno reactivo (HO^\bullet) lo que acelera la degradación de los compuestos presentes en el agua residual, mientras que los básicos promueven reacciones directas que reducen la eficiencia de degradación (Nawrocki, J. 2013), estadísticamente mediante una ANOVA unifactorial se obtuvo una diferencia significativa con un valor de $P < 0.05$ entre la eficiencia de remoción de ambos valores de pH.

Los análisis por espectrofotometría UV-Vis en la figura 17b) muestran como la banda de máxima de absorbancia del colorante textil va decreciendo conforme incrementa el tiempo de exposición al ozono lo que indica que se está llevando a cabo un proceso de oxidación (Qu *et al.* 2015).

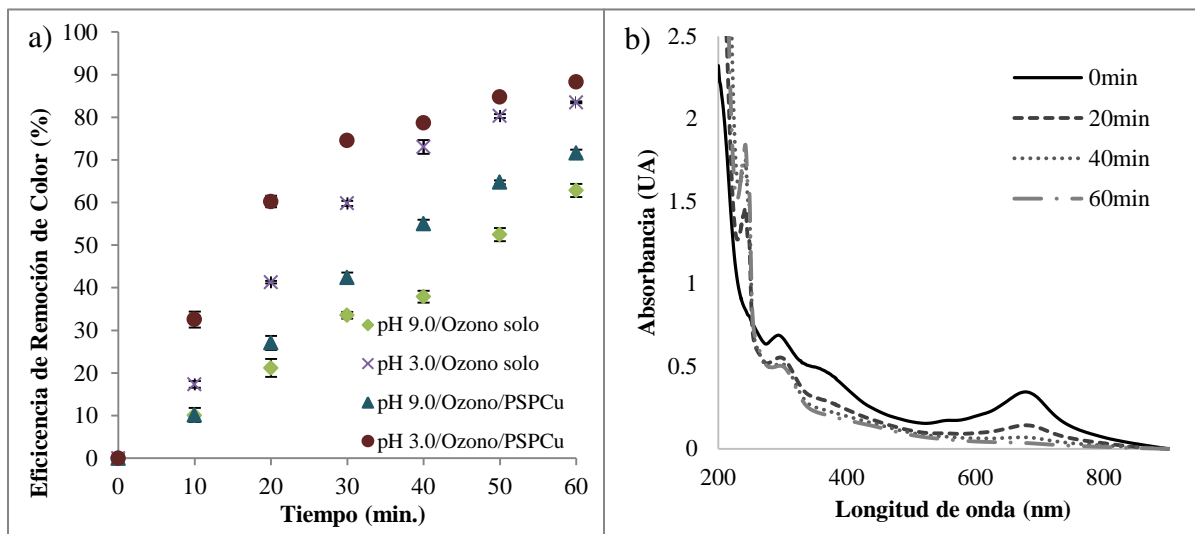


Figura 17. a) Cinética de remoción para los valores de pH 3.0 y 9.0 con ozono solo y el compuesto PSPCu; b) Espectros de absorbancia para pH 3.0 con PSPCu durante 60 min. de reacción.

3.5 EFECTO DEL MATERIAL AGREGADO

Para cada valor de pH se probó el ozono solo y en combinación con: PCu, compuesto PSP-Cu, PN cada experimento con sus respectivas replicas figura 18a). En el caso del pH ácido se observa una optimización en cuanto a la remoción de color sobre todo en los primeros minutos de reacción ya que en estos existe una diferencia significativa $P < 0.05$ entre los diversos materiales específicamente con la adición del compuesto PSPCu y las PCu, alcanzando con el compuesto una eficiencia 73.89% en los primeros 30 minutos después de los cuales la diferencia entre los materiales se reduce significativamente por lo que al completar los 60 minutos de reacción no existe diferencia estadísticamente significativa $P > 0.05$ entre la eficiencia de los materiales evaluados.

Por otro lado en el pH básico la reacción es más lenta alcanzando un porcentaje de remoción cercana al 30% pasado los 20 minutos de reacción, sin embargo se puede apreciar en la figura 18b) que hay una ligera mejora en la remoción del colorante una vez concluidos los 60 minutos de tratamiento, si se compara el ozono solo contra cualquiera de los otros materiales indistintamente se encontró que $P > 0.05$ por lo no existe diferencia estadísticamente significativa.

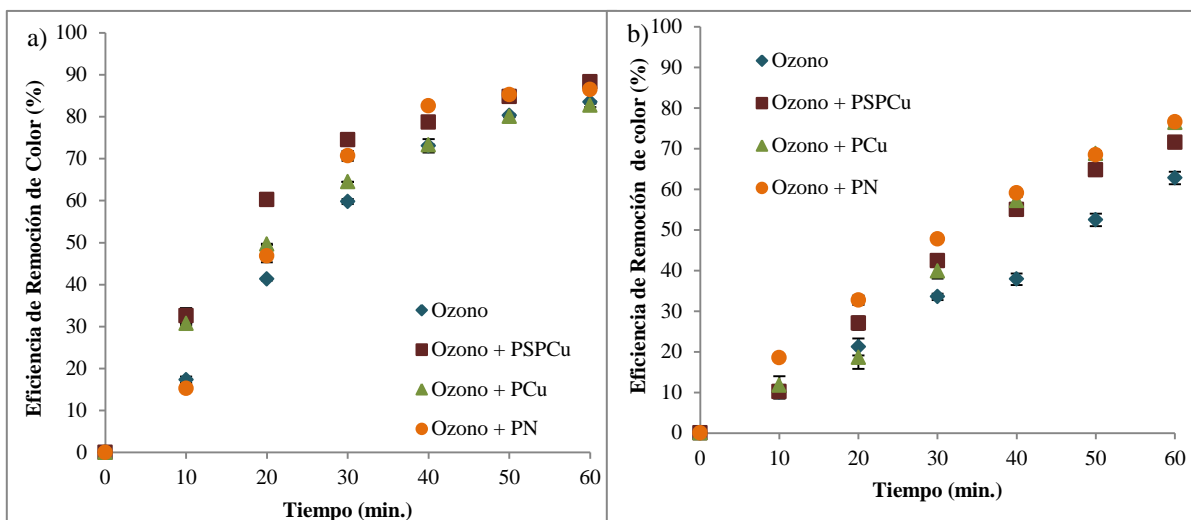


Figura 18. a) Cinética de remoción de color para pH 3.0 con diferentes materiales; b) Cinética de remoción de color pH 9.0 para diferentes materiales evaluados.

En el análisis espectrofotométrico UV-Vis del agua residual tratada con los distintos materiales figura 19, se identifican tres bandas de máxima absorbancia, la que corresponde al colorante utilizado, se encontró en una longitud de onda de 671 nm que probablemente corresponda a un colorante perteneciente a la familia de los indigoides los cuales se ubican generalmente entre los 600 y los 700 nm, la segunda banda se ubica a una longitud de onda de 295 nm el cual de acuerdo con la literatura se puede atribuir a la presencia de los anillos bencénicos propios de las moléculas de los colorantes índigo el cual también va decreciendo durante el tratamiento con los distintos materiales y finalmente la ubicada a los 242 nm que se incrementa drásticamente al final de la reacción y que es característico del Isatin (Qu *et al.* 2015), uno de los principales subproductos del índigo con lo que podría asumirse la presencia de un colorante indigoide en las muestras de agua residual.

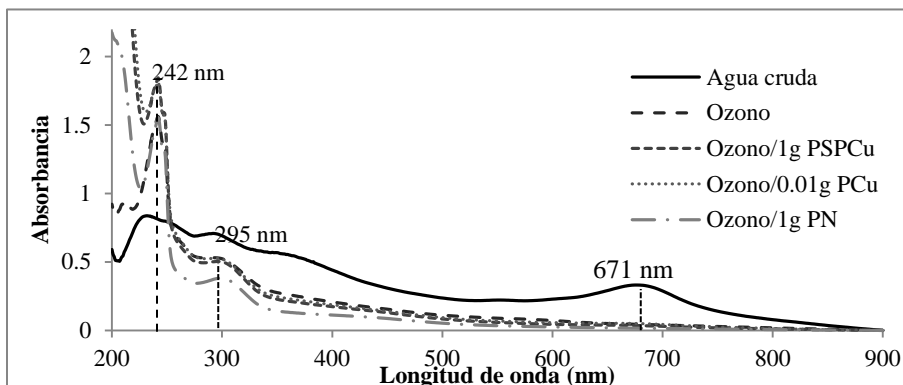


Figura 19. Espectros de absorción UV-vis para la muestra de agua residual textil después de 60 min. reacción con diferentes materiales.

3.6 EFECTO DE LA CONCENTRACIÓN DE COMPOSITO

Se evaluó la eficiencia de remoción del colorante con relación a la concentración de composito adicionada para el valor de pH óptimo (3.0) con la finalidad de determinar si existía una relación de dependencia entre ambas variables. La figura 20 muestra el porcentaje de degradación del color con respecto al tiempo de exposición al tratamiento, la eficiencia de remoción se incrementa desde los primeros 10 minutos con la menor concentración de composito adicionada superando un porcentaje de remoción del color de 60% a los 20 minutos y supera en un 27.5% la remoción final de las mayores concentraciones de composito, al incrementar la concentración del composito a 5 g/L la eficiencia se ve disminuida pues apenas alcanza el 40% de remoción a los 20 min, conducta similar con la máxima concentración trabajada, estas concentraciones alcanzan una remoción de color final de 60.73 y 60.77% respectivamente, mientras que con 1 g/L se alcanza una remoción de 87.97 % lo cual indica que no existe una correlación positiva entre las variables, es decir que incrementar la concentración del composito no incrementa la eficiencia de remoción.

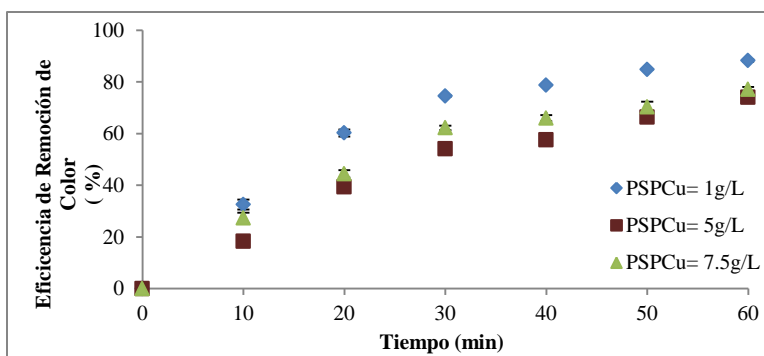


Figura 20. Cinética de remoción de color aplicando 1, 5 y 7.5 g/L de composito PSPCu.

3.7 EFECTO DEL MATERIAL AGREGADO EN LA CONCENTRACIÓN DE LA DQO

Como se mencionó anteriormente otro de los parámetros a evaluar durante este proceso fue la demanda química de oxígeno, como puede observarse en la figura 21 la degradación de los contaminantes presentes en el agua distintos al color son atacados más lentamente con el ozono solo, incrementándose en un 14% la velocidad de la reacción durante los primeros 20 minutos, a pesar de que al final de la reacción el porcentaje de degradación para los materiales probados (ozono, compuesto PSPCu y PN) no presenta diferencias estadísticamente significativas, es importante mencionar que debido a que se trata de un agua residual textil real esta representa una mezcla muy compleja de diversos compuestos, por lo que los resultados sugieren solo una degradación de los componentes del agua residual. Por otro lado como se observa en la ecuación 8 durante la de composición del ozono se genera peróxido el cual interfiere con el proceso de determinación de DQO por lo que los resultados no son concluyentes.

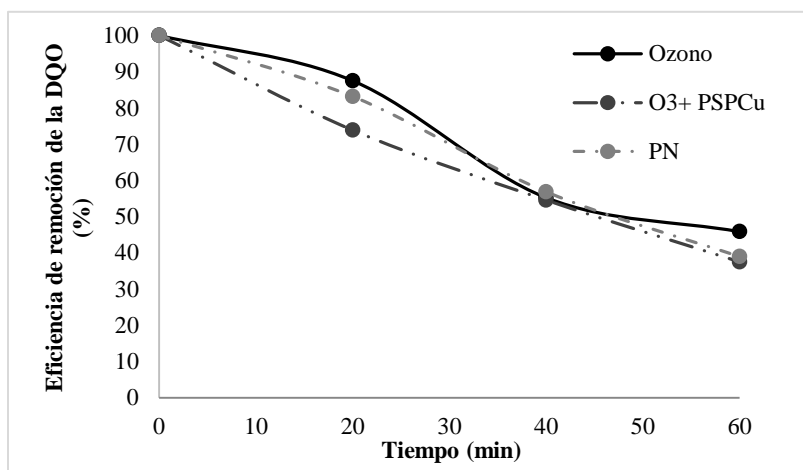
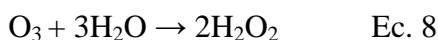


Figura 21. Cinética de remoción de DQO para ozono solo, con PSPCu y PN.

3.8 TRATAMIENTOS DE FITORREMEDIACIÓN

Una vez concluido el pre-tratamiento químico se realizó el tratamiento de fitorremediación, para lo cual se realizaron ensayos de tolerancia con los organismos previamente colectados. Se trabajó con 2 L de agua más 3 organismos de *M. aquaticum* para agua cruda, agua tratada al 100%, agua tratada al 50% y al 25%, y un control que consistió en *M. aquaticum* en agua corriente, transcurridas 24 horas solamente los organismos expuestos al agua tratada al 50 y 25% de dilución sobrevivieron, por lo que se mantuvieron 14 días más expuestos al agua tratada tabla 10, pese a que los organismos del tratamiento al 50% a los siete días mostraban una ligera reducción en la relación de clorofilas a/b , esta se restablece con el transcurso de los días ya que al finalizar el tratamiento a los 15 días ya no hay diferencia significativa entre tratamientos y control con respecto a la relación a/b.

Tabla 10. Relación de clorofilas a/b de las pruebas de tolerancia para fitorremediación.

	Tratamientos	Muestras	Relación de clorofilas a/b
7 días	50%	A	3.17
	25%	B	3.29
	control	C	3.44
15 días	50%	A	3.46
	25%	B	3.43
	control	C	3.52

3.9 DEGRADACIÓN DE SUBPRODUCTOS DE PRETRATAMIENTO

Debido a que *M. aquaticum* mostro tolerancia en el tratamiento con agua tratada al 50% fue este con el que se trabajó en los experimentos de fitorremediación para lo cual se montaron nueve tratamientos conformados por dos controles uno solo con el agua tratada al 50%, el otro con *M. aquaticum* en agua corriente, en los siete tratamientos restantes se colocó agua tratada al 50% y 3 organismos de *M. aquaticum* con un peso promedio 21 ± 1 g y longitud total de 70.53 ± 2 , se realizó colecta de la muestra de agua, así como monitoreo de la salud de la planta midiendo clorofilas y carotenoides cada tercer día hasta completar 14 días.

Como se observó en los espectros de absorción UV-Vis antes mostrados (Fig.19), el compuesto colorante original es degradado en más del 80%, apareciendo sus principales subproductos, tal como el Isatin y en la figura 22 se muestra el espectro de una solución

estándar, el cual presenta dos bandas de absorción con un máximo de absorbancia en 295 y 242 nm. Estas bandas de absorción del agua post-tratamiento químico coinciden con el Isatin. Por otro lado, se observa cómo después de los 14 días de tratamiento biológico el producto de degradación se ha sido removido, se aprecian aún ligeros picos de absorbancia correspondientes posiblemente a compuestos orgánicos de estructuras moleculares más simples como: $\text{H}_2\text{C}_2\text{O}_4$, HCOOH , CH_3COOH , CO_2 , NH_4^+ , NO_3^- , entre otros.

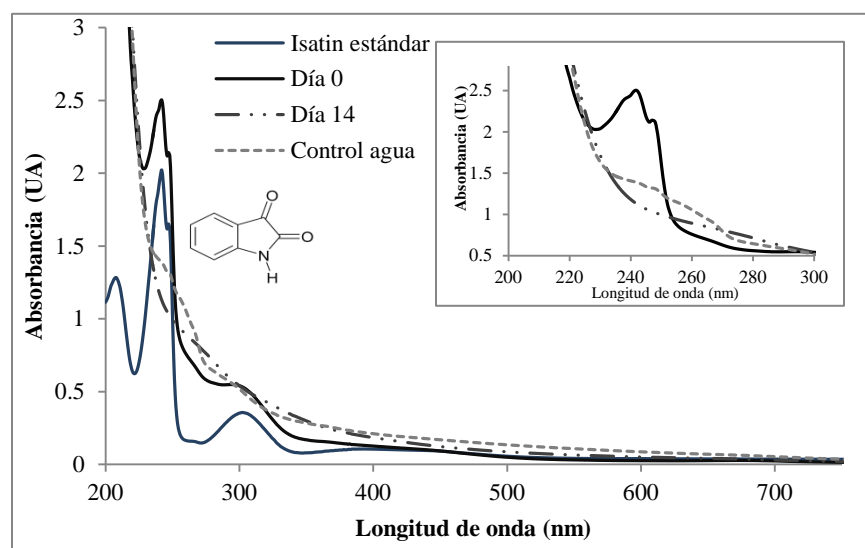


Figura 22. Espectros de absorción del agua tratada con *M. aquaticum*.

En la literatura se ha reportado como subproducto de degradación el ácido antranílico que es más toxico que el IC y que el Isatin. Lo cual sugiere que el método químico no lo genera en una concentración suficientemente dañina para las plantas.

Después del tratamiento biológico se evaluó la salud de las plantas realizando las pruebas de clorofilas y carotenos.

3.10 EVALUACIÓN DE CLOROFILAS Y CAROTENOS EN *M. aquaticum*.

Los pigmentos fotosintéticos clorofila a, clorofila b y carotenos juegan un papel muy importante en generación de las moléculas energéticas de las plantas por lo que cualquier alteración significativa en sus niveles puede causar un efecto marcado en todo el metabolismo

de la planta. En condiciones de salud la relación entre las clorofilas a/b promedia 3, sin embargo las condiciones de crecimiento y los factores ambientales pueden modificar esta relación a / b, por ejemplo las plantas expuestas al sol muestran relaciones a/b de 3.2 a 4, mientras que las plantas de sombra poseen valores inferiores para la relación a/b de 2.5 a 2.9, aunque también otros factores estresantes pueden alterar esta relación, el incremento en producción de clorofila b es un indicativo de afectaciones fisiológicas en las plantas sobre todo en los sistemas fotosintéticos (Lichtenthaler. 1987; Radic *et al.*2009).

La relación de Clorofila total y carotenoides totales $(a + b) / (x + c)$ es un indicador de la salud fisiológica de las plantas. La relación $(a + b) / (x + c)$ normalmente se encuentra entre 4.2 y 5 en hojas de sol y plantas expuestas al sol, y entre 5.5 y 7.0 en hojas de sombra y plantas expuestas a la sombra. Los valores más bajos de la relación $(a + b) / (x + c)$ son indicadores de senescencia, estrés y daño a la planta y al aparato fotosintético, que se expresa por una descomposición más rápida de las clorofilas que los carotenoides. Las hojas verdes se vuelven más amarillentas y exhiben valores de $(a + b) / (x + c)$ de 3.5 o incluso más bajos como 2.5 a 3.0 a medida que avanza la senescencia (Lichtenthaler, 1987).

En este sentido como se observa en la tabla 11 la relación de clorofila a y b no varía significativamente durante el periodo de exposición, pues a pesar de que la relación decrece en los primeros tres días de exposición y presentan una diferencia significativa con respecto al control $P < 0.05$, esta se restablece en los días siguientes, cabe señalar que no hubo muertes de organismos y a pesar de que en algunos casos si se observó deterioro en la materia vegetal la mayoría de las plantas se recuperó satisfactoriamente.

Por otro lado un incremento significativo en el contenido de carotenos indicaría posibles daños a nivel fotosistemas, ya que entre sus principales funciones se encuentra el proteger y prevenir el daño a los sistemas fotosintéticos, cabe señalar que un incremento en estos compuestos también podría estar relacionado con la cantidad de luz recibida por la planta ya que también funciona como receptor de luz excesiva evitando posibles daños, como se observa en la tabla el contenido de carotenos del control y de los organismo expuestos no varía significativamente por lo que puede considerarse que la planta es tolerante al contaminante sin comprometer sus funciones fisiológicas.

Remoción de Color en Agua Residual de la Industria Textil Aplicando Fenton-Like y Fitorremediación con M. Aquaticum.

Tabla 11. Contenido de clorofilas y carotenoides en los organismos utilizados en fitorremediación.

Tratamientos	Clorofila a μg/g	Clorofila b μg/g	Clorofila total a + b μg/g	Carotenos μg/g	Relación Clorofila a/b μg/g	Clorofila total/ Carotenos μg/g
Control inicial	11.68 ± 0.13	3.48 ± 0.15	15.17 ± 0.05	2.89 ± 0.21	3.36 ± 0.18	5.27 ± 0.41
Día 1	11.71 ± 0.86	3.43 ± 0.30	15.15 ± 1.2	2.99 ± 0.10	3.42 ± 0.05	5.06 ± 0.23
Día 2	9.55 ± 0.39	2.75 ± 0.18	12.31 ± 0.57	2.27 ± 0.19	3.47 ± 0.08	5.43 ± 0.24
Día 5	13.58 ± 1.4	3.92 ± 0.48	17.50 ± 1.8	3.63 ± 0.84	3.47 ± 0.09	4.94 ± 0.81
Día 7	13.65 ± 0.06	3.77 ± 0.09	17.42 ± 0.14	3.61 ± 0.03	3.63 ± 0.08	4.83 ± 0.01
Día 9	11.33 ± 0.31	3.10 ± 0.05	14.42 ± 0.36	3.02 ± 0.08	3.66 ± 0.05	4.78 ± 0.04
Día 12	9.49 ± 0.74	2.57 ± 0.21	12.06 ± 0.94	2.33 ± 0.18	3.70 ± 0.08	5.19 ± 0.13
Día 14	12.51 ± 0.41	3.38 ± 0.14	15.89 ± 0.55	3.04 ± 0.10	3.70 ± 0.03	5.23 ± 0.01
Control final	10.90 ± 0.25	3.06 ± 0.07	13.95 ± 0.31	2.46 ± 0.02	3.56 ± 0.03	5.74 ± 0.08

3.11 DETERMINACIÓN DE COBRE EN AGUA TRATADA

Debido a que se trabajó con partículas de cobre se realizó la caracterización del agua residual antes y después del tratamiento, en la figura 23 se observan los VC de la muestra de agua cruda proveniente de la industria textil de la mezclilla (línea negra); el barrido se inició en sentido catódico y se observa que existen varias ondas de reducción que se pueden asociar a los diferentes componentes del agua residual, tal como el colorante o algunos fijadores como sales inorgánicas. Por otro lado, se observa el VC de agua tratada (línea gris) donde se presentan dos ondas de reducción que podrían asociarse a la presencia del Cu(II) producto de la oxidación de las partículas de Cu. La primera onda tiene un pico catódico en 290 mV asociado a la reacción electroquímica de Cu^{2+} a Cu° y la segunda se encuentra en 800 mV que podría ser de un complejo Cu(II) con los subproductos de la degradación de los compuestos orgánicos del agua residual. Y el pico de oxidación se relaciona al proceso de Cu° a Cu^{2+} con un pico anódico en 416 mV.

Para comprobar que las nuevas onda antes mencionadas se deben a la presencia de Cu se realizó un tratamiento para remover el Cu coloidal utilizando un coagulante con una dosis de 1 mL a una dilución de 25 en 100 mL, en el VC (línea discontinua gris) se aprecia que disminuyen los procesos electroactivos mencionados arriba, y se presentan algunas ondas que se podrían corresponder a residuos de cobre y de los subproductos de la oxidación por el tratamiento.

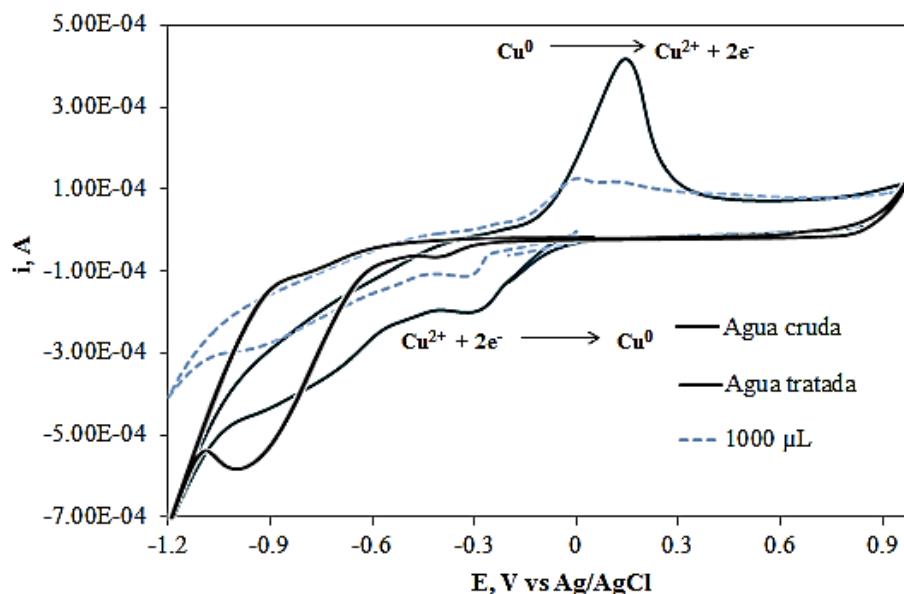


Figura 23 Voltamperograma cíclico de la muestra de agua residual textil antes y después del proceso Fenton-Like. Condiciones: barrido de potencial 100 mV/s.

Con estos voltamperogramas se evidencia que las partículas de Cu migran hacia el agua lo que podría resultar una desventaja del proceso desarrollado, sin embargo, cuando el agua es tratada con el proceso de fitorremediación el cobre presente es removido, en la figura 24 se observa la condición del agua previa al tratamiento de fitorremediación (línea sólida negra) donde se identifica la onda de oxidación del cobre bien definida asociada a la reacción Cu^{2+} a Cu^0 , de igual manera en se observan las ondas de reducción que se describían anteriormente, en comparación con la línea punteada en gris se puede observar, que tanto la onda de oxidación, como las de reducción ya no se encuentran lo que indica ausencia de cobre en la muestra de agua o la disminución de la concentración, lo cual puede ser atribuido a dos principales procesos que se pudieron desarrollar durante la exposición a *M. aquaticum*, por un lado es posible que este organismo haya captado cierta cantidad de cobre removiéndola del agua, en diversas investigaciones se ha observado que estos organismo tienen la capacidad de remover diversos metales, entre ellos el Cu. También es importante mencionar que el pH del agua únicamente en los tratamientos expuestos a *M. aquaticum* se fue modificando, ya que se inició en pH= 4.65 y fue incrementando paulatinamente hasta llegar a pH= 7.80 al final del

tratamiento. Es probable que con éste cambio se hayan formado complejos de cobre con otros compuestos que finalmente se precipitaron.

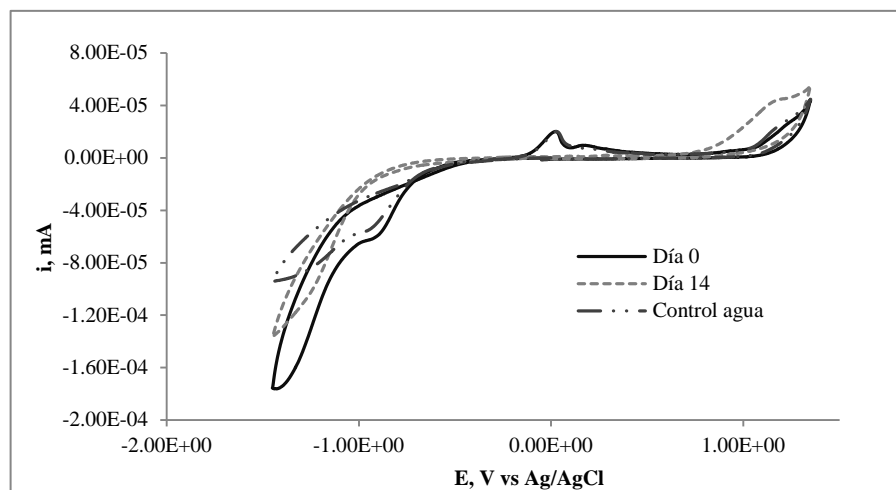


Figura 24. Voltamperogramas Cíclicos del agua al inicio y al final del tratamiento de fitorremediación. Condiciones: Barrido de potencial de 100 mV/s.

Los resultados hasta aquí mostrados corresponden con la parte metodológica experimental realizada durante el presente proyecto de investigación; cabe mencionar que se muestran los resultados más significativos del trabajo desarrollado.

CAPÍTULO IV

CONCLUSIONES



De acuerdo con los resultados obtenidos se concluye:

El proceso de reducción química utilizando al borohidruro de sodio como agente oxidante es efectivo además de sencillo y económico, generando un alrededor de 0.415 mg de partículas por cada 250 mL de solución de sulfato de cobre a una concentración 0.04 M.

La piedra pómez es un soporte económico, fácil de manejar, adecuado debido a su estructura porosa, ya que permite incrementar la superficie de contacto, tanto para el soporte de las partículas como para el agua residual sometida a tratamiento. Y adicionalmente se comprobó que con la cantidad de Fe presente en su estructura se favorece la eliminación de color en el proceso con ozono, sin embargo, en el proceso de adsorción no hay cambios en el agua residual.

El uso de partículas de cobre soportadas mejora el proceso de ozonación al elevar el porcentaje de remoción de color y DQO sobre todo en los primeros 30 minutos de reacción, alcanzando porcentajes finales de 87.97 y 62.50% respectivamente en un tiempo de 60 min. para pH ácido.

Para la fitorremediación se requiere una dilución previa del agua pre-tratada en un porcentaje de 50%, la cual es tolerable para los organismos sin que esto afecte sus funciones fisiológicas, ya que al evaluar la relación clorofila a/b esta se mantiene estable al igual que el contenido de carotenos. Durante este proceso el porcentaje de remoción de color alcanza el 97.22%, además los organismos son capaces de remover las partículas de cobre presentes en el agua y de remover la materia orgánica degradada en el tratamiento químico.

Por lo que el tratamiento es eficiente y sinérgico para la eliminación de color de agua residual compleja.

PERSPECTIVAS:

Se requiere un trabajo intenso en cuanto a gestión y conocimiento del estado actual del tratamiento de agua residual en el municipio de Almoloya del Río, Estado de México, es imperativo que las propuestas realizadas a través de esta y otras investigaciones sean llevadas a la aplicación y sean del conocimiento de los actores responsables del resguardo de la calidad ambiental.

Sin embargo es necesario un trabajo interdisciplinario que caracterice, por un lado la cantidad de talleres dedicados a esta industria y por otro se requiere una revisión exhaustiva a la planta tratadora del municipio con la finalidad de determinar en qué condiciones de operatividad se encuentra y cuál de las opciones presentadas sería más viable para los talleres.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS



- Abdedayem, A., Guiza, M., Ouederni, A. 2015. Copper supported on porous activated carbon obtained by wetness impregnation: Effect of preparation conditions on the ozonation catalyst's characteristics. *Comptes Rendus Chimie*, 18, pp.100-109.
- Ali, H., Khan, E. & Sajad, M.A., 2013. Phytoremediation of heavy metals-Concepts and applications. *Chemosphere*, 91(7), pp.869–881.
- Álvarez M. S., Moscoso, F., Rodríguez, A., Sanromán, M. A, Deive. F. J. 2013. Novel physico-biological treatment for the remediation of textile dyes- containing industrial effluents. *Bioresourse Technology*, 146, pp. 689- 695. doi: 10.1016/j.biortech.2013.07.137
- Aguilar, M. O., Hernández, C. Á., Gómez, R. R. 2010. Remoción de colorantes de efluentes de la industria textil. Tesis de Licenciatura. Ingeniería Química. Universidad Autónoma Metropolitana. México, D.F.
- Bashiri, H. & Rafiee, M., 2014. Kinetic Monte Carlo simulation of 2 , 4 , 6-thrichloro phenol ozonation in the presence of ZnO nanocatalyst. *Journal of Saudi Chemical Society*, pp.6–11.
- Belpaire, C., Reyns, T., Geeraerts, C. y J. V. Loco. 2015. Toxic textile dyes accumulate in wild European eel *Anguilla anguilla*. *Chemosphere*, 138, pp.784–791.
- Bokare, A. D., Choi, W. 2014. Review or iron-free Fenton –Like systems for activating H₂O₂ in advanced oxidation processes. *Journal of Hazardous Materials*, 275, pp. 121- 135.
- Brigden, K., Cadena, A., Casper, K., Cobbing, M., Colin, M., Crawford, T., Dawe, A., Estrada, R., Haiama, N., Hojsik, M., Rojas, C., Sadowichik, T., Simón, A., Terras, P. 2012. Hilos Tóxicos: Al desnudo, Exponiendo el papel de la industria textil en la contaminación de los ríos en México. , p.32.
- Cano C. T., Amaya, A., Roa, G., Barrera C. E., Núñez, F. U. 2010. An integrated electrocoagulation- phytoremediation process for the treatment of mixer industrial wastewater. *International Journal of Phytoremediation*, 12:8, pp. 772- 784.

Carabias J., R. Landa, J. Collado, P. Martínez. 2005. Agua, medio ambiente y sociedad: hacia la gestión integral de los recursos hídricos en México. 1ª ed. Universidad Nacional Autónoma de México: El Colegio de México: Fundación Gonzalo Río Arronte. México, D.F. 221 p

CONAGUA. 2014. Numeragua México 2014. SEMARNAT. pp 1- 107

Connor, R and Koncagül, E. 2015. Informe de las Naciones Unidas sobre los recursos hídricos 2015. WWAP. pp 1-8.

Contreras, L. 2015. Mueren 4.5 toneladas de peces en la laguna de Almoloya del Río. *Grupo Milenio*. 24 de marzo 2015. [En línea], disponible en: http://www.milenio.com/estados/Mueren_4.5_toneladas_de_peces_en_la_laguna_de_Almoloya_a_del_Rio_0_487151740.html [Accesado el día 11 de agosto 2015]

Cortázar, A., González, C. A., Coronel, C., Escalante, J. A., Castro, J., Villagómez, J. R. 2012. Biotechnology applied to the degradation of textile industry dyes. *Universidad y Ciencia Trópico Húmedo*, 28, pp. 187-199.

Dasgupta J., Sikder, J., Chakraborty, S., Curcio, S., Drioli, E. 2015. Remediation of textile effluents by membrane based treatment techniques: A state of the art review. *Journal of Environmental Management*, 147, pp. 55 -72.

Flores, E., 2004. Evaluación de la contaminación generada por el vertido de aguas residuales provenientes de la industria textil en Zinapécuaro, Michoacán. Tesis de maestría. Instituto Politécnico Nacional.

García C., Gortáres, P., Drogui, P. 2011. “Tratamientos biológicos y de oxidación avanzada combinados para una solución a una tecnología ambiental”. *Ide@s CONCYTEG*, 71, pp. 585-605.

Garrido, E.G., Theng, B.K.G. & Mora, M.L., 2010. Clays and oxide minerals as catalysts and nanocatalysts in Fenton-like reactions - A review. *Applied Clay Science*, 47(3-4), pp.182–192.

Ghaly, A; Ananthashankar, R.; Alhattab, M and Ramakrishnan, V. 2013. Production, Characterization and Treatment of Textile Effluents: A Critical Review. *Journal of Chemical Engineering & Process Technology*, 05(01), pp.1–18.

Gholami, F., Naddafi, K. y Nejatade, F., 2013. Application of catalytic ozonation in treatment of dye from aquatic solutions. *Desalination and Water Treatment*, 51(34-36), pp.6545–6551.

Ghosh, M. and Singh, S.P. 2005. A review on phytoremediation of heavy metals and utilization of its byproducts. – *Applied Ecology and Environmental Research*, 3, pp. 1-18.

Guevara, S., Arallano, O. & Fricke, J., 2014. Ríos tóxicos: Lerma y Atoyac. Greenpeace, p.13.

Guimarães, J.R., Guedes, M. y Nogueira, R., 2012. A comparative study on the degradation of RB-19 dye in an aqueous medium by advanced oxidation processes. *Journal of Environmental Management*, 110, pp.33–39.

Hernández, R. 2004. Temas varios del Pacífico: La contaminación en China. *México y la cuenca del Pacífico*, 7, pp.75–84.

Hernández, J.M. 2010. Caracterización de puzolanas naturales para uso como cementante de bloques compactados de arcilla. Universidad Tecnológica de Querétaro.

Holkar, C.R., A. J. Jadhav, D. V. Pinjari, N. M. Mahamuni y A. B. Pandit. 2016. A critical review on textile wastewater treatments : Possible approaches. *Journal of Environmental Management*, 182, pp.351–366.

Hu E., Wu X., Shang S., Tao X., Jiang S., Gan L. 2015. Catalytic ozonation of simulated textile dyeing wastewater using mesoporous carbon aerogel supported copper oxide catalyst. *Journal of Cleaner Production*, pp.1–9.

Hussner, A., Meyer, C. y Busch, J., 2009. The influence of water level and nutrient availability on growth and root system development of *Myriophyllum aquaticum*. *Weed Research*, 49, pp.73–80.

Kabra A. N., Khandare, R. V., Waghmode, T. R., Govindwa, S. P. 2012. Phytoremediation of textile effluent and mixture of structurally different dyes by *Glandularca pulchella* (Sweet) Tronc. Chemosphere, 87, pp. 265- 272. doi: 10.1016/j.chemosphere.2011.12.052

Lotito, A.M., Fratino, U., Bergna, G. y C. Di Iaconi 2012. Integrated biological and ozone treatment of printing textile wastewater. Chemical Engineering Journal, 195-196, pp.261–269.

Norma Oficial Mexicana. NOM- 001- SEMARNAT-1996. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Diario Oficial de la Federación 23 de Abril de 2003.

Norma Oficial Mexicana. NOM- 002- SEMARNAT-1996. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal. Diario Oficial de la Federación 23 de Abril de 2003.

Norma Oficial Mexicana NOM-003-ECOL-1997, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reusen en servicios al público. Diario Oficial de la Federación 23 de Abril de 2003.

National Biological Information Infrastructure (NBII) & IUCN/SSC Invasive Species Specialist Group (ISSG). 2005. *Myriophyllum aquaticum* (aquatic plant). *Global Invasive Species Database*. [base de datos en línea]. Disponible en: < <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=401&fr=1&sts=sss&lang=EN> > [Accesado el 26 de mayo de 2015].

Nawrocki, J. 2013. Catalytic ozonation in water: Controversies and questions. Discussion paper. Applied Catalysis B: Environmental, 142-143, pp.465–471.

Mota, T. 2013. Peces mueren por toneladas en Chignahuapan. El Universal. 13 de junio 2013. [en línea], disponible en: <http://www.eluniversaledomex.mx/otros/peces-mueren-por-toneladas-en-chignahuapan.html>. [Accesado el 11 de agosto 2015].

Oller, I., Malato, S. y J. Sánchez. 2011. Combination of Advanced Oxidation Processes and biological treatments for wastewater decontamination-A review. *Science of the Total Environment*, 409(20), pp.4141–4166.

Palma, R., Silva, J., González, I. y R. Torres. 2014. Comparative degradation of indigo carmine by electrochemical oxidation and advanced oxidation processes. *Electrochimica Acta*, 140, pp.427–433.

Petre, A., Carbajo, J., Rosal, R., García, E., Letón, P. y J. Perdigón. 2015. Influence of water matrix on copper-catalysed continuous ozonation and related ecotoxicity. *Applied Catalysis B: Environmental*, 163, pp.233–240.

Polat, D., Balci, İ. y T. Özbelge. 2015. Catalytic ozonation of an industrial textile wastewater in a heterogeneous continuous reactor. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 3(3), pp.1860–1871.

Punzi, M., Nilsson, F., Anbalagan, A., Svensson, B.-M., Jönsson, K., Mattiasson, B. y M. Jonstrup. 2015. Combined anaerobic–ozonation process for treatment of textile wastewater: Removal of acute toxicity and mutagenicity. *Journal of Hazardous Materials*, 292, pp.52–60.

Qu, R., Xu, B., Meng, L., Wang, L. y Z. Wang. 2015. Ozonation of indigo enhanced by carboxylated carbon nanotubes: Performance optimization, degradation products, reaction mechanism and toxicity evaluation. *Water Research*, 68, pp.316–327

Quintero, L. y S. Cardona. 2009. Índigo Carmín technologies for the decolorization of dyes : indigo and indigo carmine. *Dyna*, pp.371–386.

Rodriguez, L. y J. Morales. 2011. Contaminación e internalización de costos en la industria textil. *Revista Internacional de Ciencias Sociales y Humanidades*. 21, pp.143 – 169.

Romero L., Ramírez, F., Álvarez, C. y Ma. G. Miranda. 2011. Uso de hidrófitas y un sistema anaerobio para el tratamiento de agua residual de rastro. *Polibotánica*, México, 31, pp. 157-167.

Secula, M.S., Crežescu, I. y S. Petrescu. 2011. An experimental study of indigo carmine removal from aqueous solution by electrocoagulation. *Desalination*, 277(1-3), pp.227–235.

SEMARNAT. 2014. Programa de ordenamiento ecológico local (POEL) del municipio de Almoloya del Río 2014-2040. SEMARNAT. pp 1-82.

Sui, M., Xing, S., Sheng, L., Huang, S., y H. Guo., 2012. Heterogeneous catalytic ozonation of ciprofloxacin in water with carbon nanotube supported manganese oxides as catalyst. *Journal of Hazardous Materials*, 227-228, pp.227–236.

Tahir, U., Yasmin, A. y U.H. Khan. 2015. Phytoremediation: Potential flora for synthetic dyestuff metabolism. *Journal of King Saud University - Science*. pp. 1-12

Torres, T., Roa, G., Barrera, C., Ureña, F., Cruz, J., Balderas, P. y R. Natividad. 2015. Ozonation of Indigo Carmine Enhanced by Fe/Pimenta dioica L. Merrill Particles. Hindawi Publishing Corporation. *International Journal of Photoenergy*. Article ID 608412.

Vera, G., 2013. La trayectoria tecnológica de la industria textil mexicana. *Frontera Norte*, 25(50), pp.155–186.

Vijayalakshmi, S.R. y K. Muthukumar. 2014. Phytoremediation of textile effluent pretreated with ultrasound and bacteria. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2(3), pp.1813–1820.

Wersal, M. R., Cheshier, J. C., Madsen, J. D. y P. D. Gerard. 2010. Phenology starch, allocation and environmental effects on *Myriophyllum aquaticum*. *Aquatic Botany*.

Watharkar, A.D. y J. P. Jadhav, 2014. Detoxification and decolorization of a simulated textile dye mixture by phytoremediation using *Petunia grandiflora* and, *Gailardia grandiflora*: A plant-plant consortial strategy. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 103(1), pp.1–8.

Wijannarong, S., Aroonsrimorakot, S., Thavipoke, P., Kumsopa, A. y S. Sangjan. 2013. Removal of Reactive Dyes from Textile Dyeing Industrial Effluent by Ozonation Process. APCBEE Procedia, 5, pp.279–282.

Zhai, X., Chen, Z., Zhao, S., Wang, H., Yang, L. 2010. Enhanced ozonation of dichloroacetic acid in aqueous solution using nanometer ZnO powders. Journal of Environmental Sciences, 22(10), pp.1527–1533.

ANEXOS



Se adjunta carta de recepción del artículo enviado, producto de este trabajo.

De: **Claudio M. Amescua Garcia** <claudio.amescua@atmosfera.unam.mx>

Fecha: 26 de enero de 2018, 15:24

Asunto: [RICA] Envío recibido

Para: Gabriela Roa Morales <gabyroam@gmail.com>

Gabriela Roa Morales:

Gracias por enviarnos su manuscrito "TRATAMIENTO ACOPLADO DE AGUA RESIDUAL TEXTIL IMPLEMENTANDO FENTON- LIKE Y FITORREMEDIACIÓN" a Revista Internacional de Contaminación Ambiental. Gracias al sistema de gestión de revistas online que usamos podrá seguir su progreso a través del proceso editorial identificándose en el sitio web de la revista:

URL del manuscrito:

<http://www.revistascca.unam.mx/rica/index.php/rica/author/submission/53085>

Nombre de usuaria/o: gabyroa

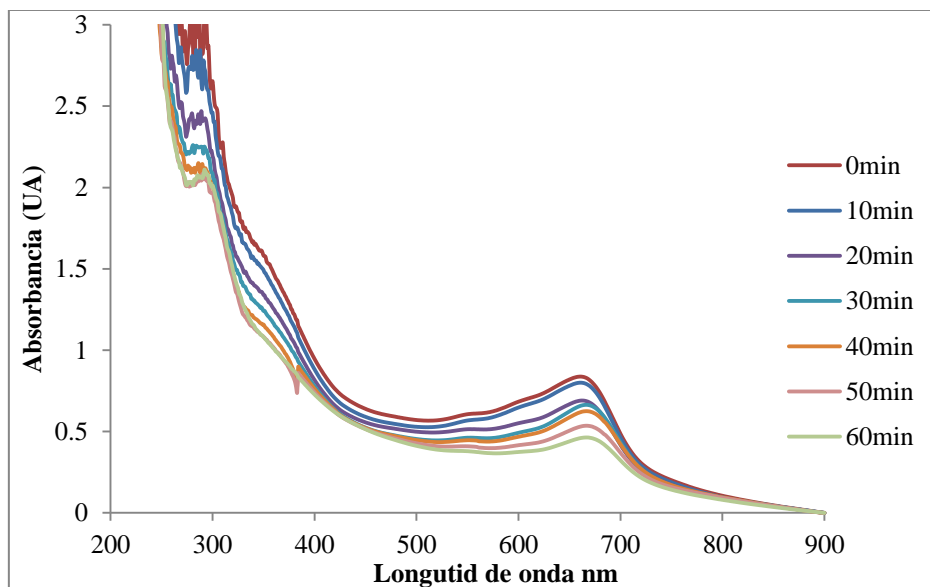
Si tiene cualquier pregunta no dude en contactar con nosotros/as. Gracias por tener en cuenta esta revista para difundir su trabajo.

Claudio M. Amescua Garcia
Revista Internacional de Contaminación Ambiental

Revista Internacional de Contaminación Ambiental
<http://www.revistascca.unam.mx/rica>

Remoción de Color en Agua Residual de la Industria Textil Aplicando Fenton-Like y Fitorremediación con M. Aquaticum.

Adicionalmente a los experimentos realizados con cobre, se realizaron algunas pruebas con partículas de zinc y peróxido, para la remoción de color obteniendo los siguientes resultados. Las condiciones experimentales fueron: volumen 1 L, agitación constante de 250 rpm, temperatura ambiente 20 ± 5 °C, y se adicionaron 100 mg/L de partículas de zinc y 150 μ L de peróxido en cinco dosis de 30 μ L cada una.



Con porcentajes de remoción de 32.8% durante el tratamiento

Tiempo	% de residual	% remoción
0	100	0
10	93.58	6.42
20	87.18	12.82
30	85.24	14.75
40	77.62	22.38
50	74.23	25.77
60	67.20	32.80